

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da
Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região
Marinha e Costeira Adjacente**

RELATÓRIO SEMESTRAL – SEÇÃO 3:

**Anexo 3 – Marinho Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e
Macroalgas**

RT-07H RRDM/JUN19

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Junho de 2019

COORDENAÇÕES

COORDENAÇÕES POR ANEXO

Anexo 3

Fabian Sá (UFES)

Subprojeto Fundos Recifais

Rodrigo L. Moura (UFRJ)

Paulo S. Salomon (UFRJ)

Gilberto M. Amado-Filho (in memorian) (Jardim Botânico do Rio de Janeiro)

Leonardo T. Salgado (Jardim Botânico do Rio de Janeiro)

Mas, “seu” professor, 19 pessoas morreram em Mariana e mais de 300 em Brumadinho, nosso mar “tá” todo enlameado, o rio “tá” morto e você aí com carro bonito, macacão e botina nova gastando dinheiro “pra” estudar coral?! Tenha a santa paciência!

Escutei essa frase de um pescador, pouco antes de começar a costurar os resultados desse relatório em um todo coerente. A resposta simples seria apaixonada e inflamada. Em tempos de verdades curtas e sede por exposição midiática, preferi calar diante da indignação do homem. Busquei compreendê-la e absorvê-la, e coloquei o cientista para trabalhar. Sim, o cientista tem coração e opinião, mas é necessário iniciar esse documento registrando que ele não trata da tragédia humana, não aborda a dimensão socioeconômica do desastre, e nem tampouco carrega os diferentes vieses políticos e emocionais dos membros da equipe. O que trazemos aqui são dados e análises sobre a biodiversidade dos recifes e bancos de rodolitos, com o objetivo de ampliar o entendimento sobre a extensão e magnitude do Desastre de Mariana no Oceano. Poderia me estender ressaltando o quanto o Oceano é importante para a humanidade e os milhões de seres humanos que dependem dos trilhões de dólares em serviços ecossistêmicos. Mas simplesmente passo a imaginar o que me responderia (ou responderá!) o humilde pescador: E para que serve esse esforço todo, “seu professor”? Esclareço. Primeiro, serve para identificar uma parte do que se deve fazer, preventivamente, em áreas marinhas sujeitas aos impactos da mineração. Infelizmente, rompimentos de barragens fazem parte da realidade recente do país. Estamos testemunhando o descortinar de uma sequência inacreditável de desastres com barragens, e muita coisa precisa ser aperfeiçoada no licenciamento e no controle ambiental. Nosso projeto contribui para mudar esse paradigma. Em segundo lugar, a ciência que estamos desenvolvendo também serve para que não se desperdice tempo e dinheiro com medidas cosméticas de mitigação e restauração. Sem um entendimento adequado do estado dos recifes e dos efeitos do desastre nesses ecossistemas, não há como desenhar medidas de resposta com potencial de sucesso. O Desastre de Mariana foi enorme, o nosso trabalho apenas começou (com 3 anos de atraso!) e não cobre todos os aspectos que precisam ser cobertos, mas os resultados já iluminam o difícil caminho a ser percorrido pelos cientistas, pela sociedade e, também, pelos gestores das empresas e órgãos ambientais nos próximos anos ou mesmo décadas. Assim, encerro esse prólogo parafraseando o lema dos hidrógrafos da Marinha do Brasil: "Restará sempre muito o que fazer...". Então... mãos à obra. E toda nossa solidariedade e respeito às vítimas! Todo nosso reconhecimento aos que têm trabalhado incansavelmente para que as tragédias da mineração não se repitam e tenham seus efeitos mitigados!

Rodrigo L. Moura

Coordenador do Subprojeto Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e Macroalgas

SUMÁRIO

1	SUBPROJETO FUNDOS RECIFAIS, BANCOS DE RODOLITOS E MACROALGAS	16
1.1	INTRODUÇÃO	16
1.2	OBJETIVO	18
1.3	RECIFES E BANCOS DE RODOLITOS	19
1.4	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICO-CONCEITUAL	21
1.5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	24
1.5.1	Caracterização das comunidades de bancos de rodolitos	24
1.5.2	Percentual de cobertura e vitalidade dos rodolitos	24
1.5.3	Identificação da fauna de invertebrados associada aos rodolitos	27
1.5.4	Sedimentologia dos bancos de rodolitos	35
1.6	CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES DE MACROALGAS E ORGANISMOS BENTÔNICOS NOS RECIFES ADJACENTES AO LITORAL NA APA COSTA DAS ALGAS E RVS SANTA CRUZ (APA-REVIS), ÁREA D.	37
1.6.1	Identificação de macroalgas	37
1.6.2	Identificação das algas coralináceas incrustantes	42
1.6.3	Abundância de macroalgas e organismos bentônicos	44
1.6.4	Sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D)	49
1.7	CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE ASSENTADA NAS CAUS, MEDIÇÕES COM DATALOGGERS E ARMADILHAS DE SEDIMENTO	52
1.8	COLETA E PROCESSAMENTO DE AMOSTRAS PARA TOXICOLOGIA	55
1.9	CARACTERIZAÇÃO DE COMUNIDADES RECIFAIS BENTÔNICAS	56
1.9.1	Amostragem quali-quantitativa com fotoquadrados nas Áreas A e B	56
1.9.2	Avaliação da condição fisiológica de corais e caracterização de simbiontes	71
1.10	PARAMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA COLUNA D'ÁGUA	80
1.10.1	Caracterização das comunidades planctônicas associadas a fundos recifais	85
1.10.2	Análise quali-quantitativa de comunidades planctônicas por imageamento em fluxo	90

1.10.3	Análise quali-quantitativa de comunidades planctônicas por microscopia invertida ..	92
1.11	CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS.....	96
1.12	REFERÊNCIAS	101

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Região estudada, destacando-se as cinco Áreas (A-E) e a malha amostral do projeto, sobrepostas aos principais megahabitats bênticos. O mapa inclui algumas estações adicionais ao Plano de Trabalho, nas Áreas A e C. 17
- Figura 2: Recifes e bancos de rodolitos da região estudada. A: Recifes adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas (Área D); B: Chapeirões coalescidos formando bancos recifais no Parcel das Paredes, arco interno (Área A); C: Chapeirões do Parcel dos Abrolhos, arco externo (Área A); D: Topo de uma estrutura recifal com alta diversidade e cobertura coralínea; E: Parede de uma estrutura recifal com baixa diversidade; F: Banco de rodolitos. Fotos: Rede Abrolhos. 20
- Figura 3: Esquema conceitual simplificado do escopo e estratégia para estimar a magnitude dos impactos do desastre sobre organismos construtores de crescimento lento (corais e algas calcárias incrustantes) e fotossintetizantes não-construtores de crescimento rápido (algas, cianobactérias), em áreas submetidas a diferentes níveis de contaminação e intensidade da pluma. Corais tendem a responder a impactos agudos (concentrações exacerbadas de contaminantes) por meio da degradação imediata do tecido vivo (morte da colônia). Em concentrações sub-letais, a resposta é do tipo estresse crônico, afetando a abundância em longo prazo. Algas e cianobactérias tendem a responder mais rapidamente. Legenda: #: dados não processados, N.A.: dados não coletados, ---: nível/estrato não existente. # março de 2018. 23
- Figura 4: Cobertura do fundo nas estações amostradas nas Áreas A, B, C e D. Campanha 1. Não foram obtidos dados nas estações C7 e D12 devido a problemas com a dropcamera. 24
- Figura 5: Cobertura percentual por rodolitos em diferentes faixas de profundidade, nas Áreas A- D. Campanha 1. Rodolito total corresponde ao somatório de rodolitos vivos e mortos. Barras conectadas representam diferenças significativas (* $p < 0,05$) (Kruskal-Wallis). 25
- Figura 6: Fotografias ortogonais (A-D) e panorâmica (E) dos ambientes bentônicos nas áreas C e D. Campanha 1, dezembro de 2018. A: Estação C4 (banco de rodolitos, 53 m de profundidade). B: Estação D8 (banco de rodolitos e concreções calcárias, 70 m). C: Estação C10 (banco de rodolitos, 70 m). D: Estação D13 (45 m). E: Estação D8 (concreções calcárias, 70 m). 26
- Figura 7: Espécies representativas de Bryozoa associadas aos bancos de rodolitos. Campanha 1. A: *Metrarabdotos* sp. B: *Stylopoma* sp. 1. C: *Stylopoma* sp. 2. D: *Colatooeclidae*. E: *Celleporaria* sp. Fotos: F. Moraes. 32
- Figura 8: Espécies representativas de Cnidaria associadas aos bancos de rodolitos. Campanha 1. A: *Madracis decactis*, B: *Scolymia wellsii*, C: *Agaricia fragilis*, D: Detalhe da colônia de *A. fragilis*. E: Octocoral associado a *Ophiothela mirabilis*. F: Hidróide. Fotos: F. Moraes 33

Figura 9: Espécies representativas de Porifera associadas aos bancos de rodolitos. Campanha 1. A: <i>Calcarea</i> (indeterminada). B: <i>Axinellidae</i> . C: <i>Hyattella cavernosa</i> aglutinando rodolitos. D: <i>Scopalina ruetzleri</i> . E: <i>Aiolochoiria crassa</i> aglutinando rodolitos. Fotos: F. Moraes	34
Figura 10: Granulometria dos sedimentos amostrados em bancos de rodolitos das Áreas C e D. Campanha 1	35
Figura 11: Proporção dos diferentes minerais no sedimento associado a bancos de rodolitos nas áreas C e D. Campanha 1	36
Figura 12: Macroalgas representativas da comunidade bêntica dos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS. Campanha 1. A: <i>Dichotomaria marginata</i> . B: <i>Plocamium brasiliense</i> . C: <i>Caulerpa racemosa</i> . D: <i>Codium isthmocladum</i> . E: <i>Botryocladia</i> sp. F: <i>Sargassum</i> sp.	42
Figura 13: Aspecto e estruturas reprodutivas de algas coralináceas incrustantes coletadas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). A: <i>Lithophyllum</i> sp. 1. B: Conceptáculos uniporados de <i>Lithophyllum</i> sp. 1. C: <i>Lithothamnion crispatum</i> . D: Conceptáculos tetrasporangiais multiporados de <i>L. crispatum</i> com depressões ao redor dos poros (característica diagnóstica). E: <i>Sporolithon episporum</i> . F: Soros de <i>S. episporum</i>	43
Figura 14: Cobertura bentônica dos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. O painel superior (A) mostra a abundância dos grandes grupos, evidenciando a dominância de macroalgas. O painel inferior (B) mostra os principais taxa de macroalgas, evidenciando a dominância por <i>Sargassum</i> e <i>Ulva</i>	45
Figura 15: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. A: <i>Caulerpa cupressoides</i> (à frente) e <i>Padina</i> sp. (ao fundo). B: Estrutura recoberta por algas coralináceas e corais. C: <i>Sargassum</i> spp. D: Coleta de alga coralinácea incrustante em meio a <i>Sargassum</i> spp. E: <i>Halimeda</i> spp. Fotos: Áthila Bertoncini.....	46
Figura 16: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. A e B: Ambientes rasos dominados por macroalgas. C: <i>Zoantídeo</i> (<i>Palythoa variabilis</i>) em meio a macroalgas. D: Macroalgas parda (<i>Padina</i> sp.) e vermelha (<i>Gracilaria</i> sp.). E: Algas coralináceas incrustantes e macroalgas. F: Coleta de <i>Dictyota</i> sp. em ambiente dominado por <i>Sargassum</i> spp. Fotos: A. Bertoncini.	47
Figura 17: Cobertura por macroalgas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D) estimadas em diferentes períodos do ano, por diferentes autores. Verão de 2012 (Schnerer et al., 2013), outono de 2016 (Golder, 2016) e primavera de 2018 (presente estudo).....	48
Figura 18: Granulometria dos sedimentos nos recifes adjacentes ao litoral da APA-REVIS (Área D). 50	
Figura 19: Mineralogia dos sedimentos coletados nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanhas de setembro de 2018 e janeiro de 2019 [indicada com "(2)"].....	51

Figura 20: Regressão linear entre o percentual de hematita nos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral e a distância da Foz do Rio Doce. A correlação negativa significativa entre as variáveis ($R^2= 0.89$) está representada pela linha de tendência azul e a faixa cinza representa o intervalo de confiança. Os pontos referentes à Campanha 1 (setembro 2018) se posicionaram, majoritariamente, acima da linha de tendência. Campanha 2: janeiro de 2019.	52
Figura 21: Estruturas de colonização (CAUs) após quatro meses (estação D21).	53
Figura 22: Distribuição das CAUs nos recifes e bancos de rodólitos na malha amostral do projeto. ...	53
Figura 23: Distribuição dos <i>landers</i> com CAUS e armadilhas de sedimento na malha amostral do projeto. As armadilhas na Área D estão instaladas em <i>landers</i>	54
Figura 24: Distribuição de armadilhas de sedimento na malha amostral do projeto. As armadilhas na Área D estão instaladas em <i>landers</i>	54
Figura 25: Espécies coletadas para análises toxicológicas. A: <i>Padina gymnospora</i> . B: <i>Codium</i> sp. C: <i>Tedania ignis</i> . D: <i>Siderastrea stellata</i> . Fotos: F. Moraes.	55
Figura 26: Representação esquemática de um chapeirão, mostrando a forma cogumelar típica e a distribuição de alguns dos principais organismos.	57
Figura 27: Estrutura da comunidade bentônica no topo dos recifes. <i>Inserts</i> : I) Estrutura de um chapeirão com indicação do topo. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul. Coral = Corais escleractíneos; Hidro = hidrocorais; Zoan = zoantídeos; Espon = esponjas; Macro = macroalgas; Turf = tufos de algas; CCA = algas coralináceas incrustantes; Ciano = cianobactérias.	58
Figura 28: Estrutura da comunidade bentônica na parede dos recifes. <i>Inserts</i> : I) Estrutura de um chapeirão com indicação da parede. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul. Coral = corais escleractíneos; Hidro = hidrocorais; Zoan = zoantídeos; Espon = esponjas; Macro = macroalgas; Turf = tufos de algas; CCA = alcas coralináceas incrustantes; Ciano = cianobactérias..	59
Figura 29: Cobertura relativa das principais espécies de corais no topo dos recifes. <i>Inserts</i> : I) Estrutura de um chapeirão com indicação do topo. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul. AGSP = <i>Agaricia</i> spp.; MOCA = <i>Montastrea cavernosa</i> ; MUBR = <i>Mussismilia braziliensis</i> ; MUHA = <i>Mussismilia harttii</i> ; MUHI = <i>Mussismilia hispida</i> ; POSP = <i>Porites</i> spp.; SISP = <i>Siderastrea</i> spp.; MISP = <i>Millepora</i> spp.	60
Figura 30: Cobertura relativa das principais espécies de corais na parede dos recifes. <i>Inserts</i> : I) Estrutura de um chapeirão com indicação da parede. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul. AGSP = <i>Agaricia</i> spp.; MADE = <i>Madracis decactis</i> ; MOCA = <i>Montastrea cavernosa</i> ; MUHA = <i>Mussismilia harttii</i> ; MUHI = <i>Mussismilia hispida</i> ; SISP = <i>Siderastrea</i> spp.	61

Figura 31: Principais espécies de corais na área de estudo. I) *Agaricia fragilis*. II) *Favia gravida*. III) *Mussismilia braziliensis*. IV) *Mussismilia harttii*. V) *Mussismilia hispida*. VI) *Porites astreoides*. VII) *Siderastrea* sp. VIII) *Millepora* sp. IX) *Montastrea cavernosa*..... 62

Figura 32: Correlograma com dados de cobertura dos topos dos recifes. Primeira Campanha. AGSP = *Agaricia* spp.; FAGR = *Favia gravida*; MADE = *Madracis decactis*; MISP = *Millepora* spp.; MOAR = *Monanchora arbuscula*; MOCA = *Montastrea cavernosa*; MUBR = *Mussismilia braziliensis*; MUHA = *Mussismilia harttii*; MUHI = *Mussismilia hispida*; PACA = *Palythoa caribaeorum*; POSP = *Porites* spp.; SISP = *Siderastrea* spp.; ZOSP = *Zoanthus* spp. 64

Figura 33: Análise de Componentes Principais com dados de cobertura dos topos dos recifes. Primeira Campanha. AGSP=*Agaricia* spp.; FAGR=*F. gravida*; MADE=*M. decactis*; MISP=*Millepora* spp.; MOAR=*M. arbuscula*; MOCA=*M. cavernosa*; MUBR=*M. braziliensis*; MUHA = *M. harttii*; MUHI=*M. hispida*; PACA=*P. caribaeorum*; POSP=*Porites* spp.; SISP=*Siderastrea* spp.; ZOSP=*Zoanthus* spp. No painel superior (A) a importância de cada variável está representada por um gradiente de cor e no painel inferior (B) também estão sobrepostas as posições dos sítios no diagrama de ordenação (veja insert C). 65

Figura 34: Correlograma com dados de cobertura das paredes dos recifes. Primeira Campanha. AGSP = *Agaricia* spp.; FAGR = *Favia gravida*; MADE = *Madracis decactis*; MISP = *Millepora* spp.; MOAR = *Monanchora arbuscula*; MOCA = *Montastrea cavernosa*; MUHA = *Mussismilia harttii*; MUHI = *Mussismilia hispida*; PACA = *Palythoa caribaeorum*; POSP = *Porites* spp.; SISP = *Siderastrea* spp.; ZOSP = *Zoanthus* spp. 66

Figura 35: Análise de Componentes Principais com dados de cobertura das paredes dos recifes. Primeira Campanha. AGSP=*Agaricia* spp.; FAGR=*F. gravida*; MADE=*M. decactis*; MISP=*Millepora* spp.; MOAR=*M. arbuscula*; MOCA=*M. cavernosa*; MUBR=*M. braziliensis*; MUHA = *M. harttii*; MUHI=*M. hispida*; PACA=*P. caribaeorum*; POSP=*Porites* spp.; SISP=*Siderastrea* spp.; ZOSP=*Zoanthus* spp. No painel superior (A) a importância de cada variável está representada por um gradiente de cor e no painel inferior (B) também estão sobrepostas as posições dos sítios no diagrama de ordenação (veja insert C). 67

Figura 36: Correlogramas com dados de cobertura dos topos (ESQUERDA) e paredes (DIREITA) dos recifes, e variáveis ambientais. Primeira Campanha. Ciano=Cianobactérias; CCA=Algas coralináceas incrustantes; Coral=Corais escleractíneos; iPAR=Radiação Fotossinteticamente Ativa; Kd490=coeficiente de atenuação da luz; Profund=Profundidade; SST=Temperatura de Superfície do Mar; Zoant=Zoantídeos. 68

Figura 37: Análise de Componentes Principais com superposição da contribuição dos organismos e variáveis ambientais e da posição relativa das estações. ESQUERDA: topo. DIREITA: parede. Ciano=Cianobactérias; CCA=Algas coralináceas incrustantes; iPAR = Radiação Fotossinteticamente

Ativa; Kd490 = coeficiente de atenuação; Profund = Profundidade; SST = Temperatura de Superfície do Mar; Zoant = Zoantídeos..... 69

Figura 38: Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto e utilizadas nas Análises de Componentes Principais: A: Temperatura da superfície do mar (SST, dados da plataforma PODAAC- *Physical Oceanography Distributed Active Archive Center*), B: Atenuação da luz (K490) e C: Radiação fotossinteticamente ativa (iPAR, dados da plataforma ERDDAP- *Easier Access to Scientific Data*). Dezembro de 2018 (verão) 69

Figura 39: Análise temporal dos dados de cobertura de organismos fotossintetizantes bentônicos de crescimento rápido (Macroalgas, cianobactérias filamentosas e tufos). As barras pretas indicam o Erro Padrão no entorno das médias. PAB= Parcel dos Abrolhos, PLeste= Pedra de Leste, SGomes= Sebastião Gomes, Tim= Timbebas. As setas vermelhas indicam o desastre e a barra horizontal rosa indica o período com forte anomalia térmica positiva. 71

Figura 40: Parâmetros da avaliação da fotobiologia de corais e zoantídeos. I e II: Irradiância (IPAR) e coeficiente de atenuação da luz (K490) na área de estudo; III – VIII: Taxa de transporte de elétrons (ETR) medida *in situ* (Eixo y= ETR, Eixo x= PAR, Linhas= sítios, faixas cinza= intervalos de confiança (95%)); IX: Taxa de transporte de elétrons máxima (rETRmax) normalizada pela profundidade óptica, apresentadas por espécie e sítio. Barras correspondem ao Erro Padrão. FAV= *F. grávida*; MOCA= *M. cavernosa*; MUBR= *M. braziliensis*; MUHA= *M. hartii*; MUHI= *M. hispida*; PALYTH= *P. caribaeorum*. 73

Figura 41: Citogramas biparamétricos de luz espalhada (*forward-catter*) vs. fluorescência da clorofila, destacando a detecção de populações de zooxantelas nos corais *M. braziliensis* e *M. hispida*, coletados no sítio A2 (Sebastião Gomes). As zooxantelas são facilmente distinguíveis pelo alto nível de fluorescência da clorofila. 74

Figura 42: Densidade média de zooxantelas por unidade de área (células.cm⁻²) em 5 espécies de corais coletados nas Áreas A e B. Nas estações da Área A (Abrolhos e adjacências) foram analisados 5 espécimes de cada uma das 5 espécies de corais. Nas estações B1 e B4 o menor número de espécies analisadas reflete a menor cobertura e diversidade de corais existente nesses sítios. O gradiente de cor das quadrículas reflete o valor do biovolume (verde: menor biovolume, vermelho: maior biovolume). 75

Figura 43: Células de zooxantelas coletadas nos corais *Mussismilia braziliensis*, *M. hispida* e *Montastrea cavernosa*, obtidas com sistema de imageamento em fluxo (*FlowCam*®). As linhas superior e inferior mostram exemplos de populações das menores e maiores células em cada espécie de hospedeiro, respectivamente. 76

Figura 44: Biovolume médio (µm³) de zooxantelas coletadas de 5 espécies de corais nas áreas A e B. Nos sítios da área A (PARNAM e adjacências) foram coletadas e analisados 5 espécimes de cada hospedeiro. Nos sítios B1 e B4 (Recifes Esquecidos) a cobertura e diversidade de corais é menor, daí

o menor número de espécies de corais analisadas. O gradiente de cor das quadrículas reflete o biovolume (verde: menor; vermelho: maior).	77
Figura 45: Distribuição dos valores de biovolume celular (A) e densidade (concentração por $\text{cm}^2 \cdot 10^6$) (B) de zooxantelas em cada espécie de coral ao longo da profundidade.	78
Figura 46: Distribuição dos valores da taxa relativa máxima de transporte de elétrons (rETRmax) (A) e concentração de clorofila a (Chla) por cm^2 (B) em cada espécie de coral, ao longo da profundidade.	79
Figura 47: Perfis verticais de temperatura da água (SUPERIOR) e salinidade (INFERIOR) agrupados por região. As estações correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. Estações sem valores representam locais cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições meteorológicas adversas.	81
Figura 48: Diagramas TS baseados nos perfis verticais de temperatura e salinidade obtidos nas quatro Áreas (A, B, C e D, veja Figura 1 e Figura 51). Os pontos destes diagramas correspondem às medições dos parâmetros (T, S) mostrados na Figura 47 e Figura 48.	83
Figura 49: Perfis verticais de intensidade de radiação solar (porcentagem em relação à superfície) (SUPERIOR) e concentração de clorofila (INFERIOR) nos sítios das quatro Áreas (A, B, C e D). Para radiação solar são apresentados apenas dados obtidos entre 9 e 16 h. Estações sem valores representam locais cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.	84
Figura 50: Concentração de clorofila a (Chla) na superfície da água adquiridas por sensoriamento remoto na escala da região estudada em dezembro de 2018.	85
Figura 51: Detecção de organismos planctônicos autotróficos (ESQUERDA) e heterotróficos (DIREITA) por citometria de fluxo. O painel da esquerda consta de citogramas biparamétricos de tamanho celular (<i>Forward-scatter</i>) vs. fluorescência da clorofila em amostras de superfície (estações A1 e B4). As áreas em vermelho denotam maior densidade de células. O painel da direita consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência do fluorocromo SYBR-Green I, em amostras coletadas na superfície (estações A2 e B4). A fluorescência do fluorocromo indica o teor relativo de ácidos nucleicos, principalmente DNA. Os autotrófos, detectados pela fluorescência vermelha do pigmento, foram removidos da análise de heterotrófos com uso de portas lógicas aplicadas ao citograma.	87
Figura 52: Abundância de cianobactérias e eucariotos autotróficos na coluna d'água (superfície e próximo ao fundo) estimado por citometria de fluxo multiparamétrica. Cianobactérias estão discriminadas em <i>Prochlorococcus</i> spp., <i>Synechococcus</i> spp. e picocianobactérias contendo ficocianina (PC). As estações correspondem aos pontos indicados na Figura 50. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista ou que não foram amostrados devido a condições adversas.	88

- Figura 53: Abundância de bactérias heterotróficas e nanoeucariotos auto e heterotróficos na coluna d'água (superfície e próximo ao fundo) estimado por citometria de fluxo multiparamétrica. Painéis superiores: bactérias heterotróficas; painéis centrais: nanoeucariotos heterotróficos; painéis inferiores: nanoeucariotos autotróficos. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou não amostrados devido a condições adversas. 89
- Figura 54: Índices de riqueza e diversidade citométrica de comunidades do fitoplâncton (picocianobactérias e eucariotos unicelulares) em amostras de superfície e próximas ao fundo. Painéis superiores: riqueza de grupos citométricos, índice D0 da série de Hill; painéis inferiores: diversidade de Shannon, índice D1 da série de Hill. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas. 90
- Figura 55: Indivíduos do fitoplâncton (ESQUERDA) e partículas detríticas (DIREITA) detectados nas amostras do plâncton através de imageamento em fluxo (FlowCam®). A escala se aplica-se a todas as células e partículas do painel. 91
- Figura 56: Concentração de protistas auto e heterotróficos na faixa dimensional 5-15µm (painéis superiores); fitoplâncton >15µm (painéis centrais) e de partículas detríticas (painéis inferiores) detectados nas amostras do plâncton através do sistema de imageamento em fluxo (FlowCam®). As estações correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. As barras indicam o erro da estimativa baseado no número de indivíduos por amostra. 92
- Figura 57: Indivíduos do fitoplâncton nas amostras analisadas por microscopia. A: células do dinoflagelado *Ceratium tripos*; B e E: células de diatomáceas do gênero *Diploneis*; C: tricomas da cianobactéria filamentosa *Trichodesmium erythraeum*; D: diatomácea não identificada; F: célula do dinoflagelado *C. pentagonum*. Escala: A) 20 µm, B-F) 10 µm..... 93
- Figura 58: Proporção relativa dos principais grupos do fito e protozooplâncton >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 49. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições meteorológicas adversas. 93
- Figura 59: Abundância dos principais grupos de organismos do fitoplâncton e protozooplâncton na faixa dimensional >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. As estações correspondem aos pontos do mapa da Figura 49. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições meteorológicas adversas. 94

Figura 60: Concentração de pigmentos fotossintetizantes em amostras de água de superfície e fundo coletadas nas Áreas A, B, C e D..... 95

Figura 61: Diagrama esquemático dos efeitos diretos e indiretos da poluição nos diferentes níveis organizacionais da biota e dos ecossistemas marinhos. Assim como a complexidade do sistema, a relevância ecológica dos efeitos aumenta na direção das maiores escalas espaciais e temporais. ... 98

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Invertebrados associados a rodolitos. Lista de táxons e respectivas abundâncias absolutas nos nódulos amostrados em cada estação amostral. Campanha 1 (novembro e dezembro, 2018). .. 27
- Tabela 2: Macroalgas registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. Quando disponíveis, são fornecidos números de catálogo dos vouchers depositados no Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB). O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada. 37
- Tabela 3: Material biológico coletado e andamento do processamento das amostras para caracterização gênica de zooxantelas. A tabela indica o número de amostras com DNA de qualidade aceitável para o prosseguimento das análises ($A_{260}/A_{280} > 1,6$)..... 80

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Granulometria dos sedimentos amostrados nos bancos de rodolitos da APA-REVIS (Área D) e Foz do Rio Doce (Área C). Segundo classificação de Wentwoth (1922).	35
Quadro 2: Porcentagem média de contribuição dos grãos dos sedimentos coletados nos bancos de rodolitos da APA-REVIS (Área D) e Foz do Rio Doce (Área C).	35
Quadro 3: Mineralogia do sedimento associado a bancos de rodolitos nas áreas C e D. Campanha 1. Valores em % média. O símbolo “-” indica que o mineral não foi detectado.	36
Quadro 4: Algas coralináceas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada.	44
Quadro 5: Granulometria dos sedimentos coletados nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Classificação de Wentwoth (1922), valores expressos em % média.	49
Quadro 6: Granulometria dos sedimentos coletados nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Valores expressos em % média de contribuição. Os maiores valores estão indicados por cores (primeiro maior valor: vermelho, segundo: amarelo, terceiro: cinza).	49
Quadro 7: CAUs e <i>dataloggers</i> instalados na malha do projeto.	55

1 SUBPROJETO FUNDOS RECIFAIS, BANCOS DE RODOLITOS E MACROALGAS

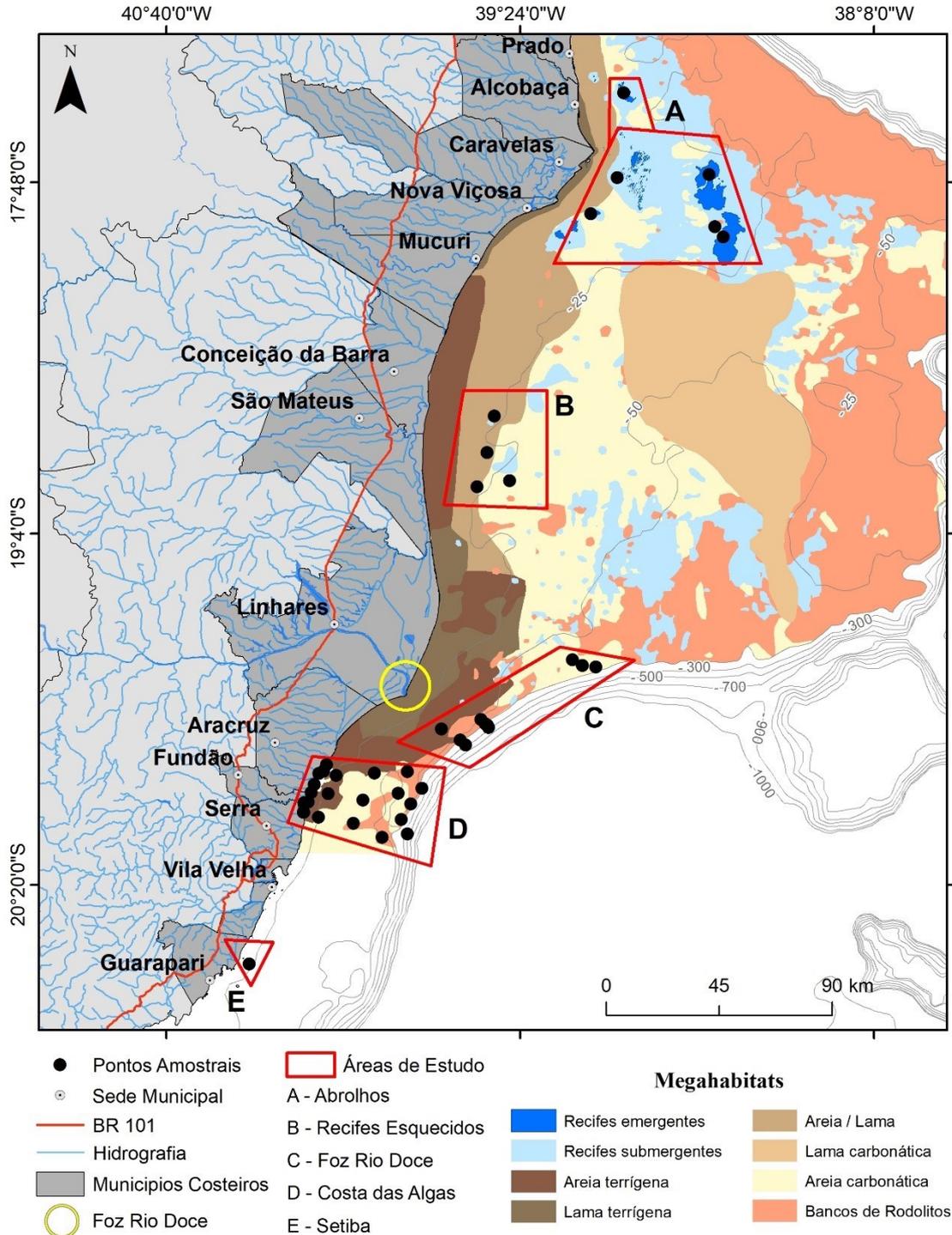
1.1 INTRODUÇÃO

O rompimento da barragem de rejeitos de mineração de Fundão, conhecido como Desastre de Mariana, em 5 de novembro de 2015, configurou-se como a maior tragédia ambiental já ocorrida no Brasil¹. Em 22 de novembro, a lama de rejeitos chegou ao mar, tendo se alastrado ao norte e ao sul da foz do Rio Doce, atingindo pesqueiros e recifes, bem como diversas unidades de conservação existentes e planejadas. A extensão da contaminação e consequências do Desastre de Mariana sobre as comunidades marinhas ainda são pouco compreendidas (Magris et al., 2019), sendo imperativo que ecossistemas criticamente importantes e sensíveis, tais como recifes e bancos de rodolitos, sejam adequadamente caracterizados e monitorados no sentido de subsidiar medidas de mitigação e recuperação.

O presente relatório cobre os seis primeiros meses de execução do Projeto Fundos Recifais, Bancos de Rodolitos e Macroalgas (Anexo 3 do Projeto de Monitoramento da Biota Aquática - PMBA), iniciado em 15 de setembro de 2018. Durante esse período foi coberta toda a malha amostral do projeto (Figura 1), distribuída por quatro áreas onde ocorrem recifes e bancos de rodolitos, a saber: Área A (Parque Nacional Marinho de Abrolhos e adjacências), Área B (Recifes Esquecidos, entre Abrolhos e a foz do Rio Doce), Área C (plataforma média e externa ao largo da foz do Rio Doce), Área D (APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz, ao sul da foz do Rio Doce). Duas campanhas acessaram recifes costeiros adjacentes ao litoral, na Área D, por via terrestre (19 de novembro a 01 de dezembro de 2018 e 16-25 de janeiro de 2019). As demais campanhas, todas embarcadas, cobriram as Áreas C e D, visitadas duas vezes (09-20 de dezembro de 2018 e 16-24 de fevereiro de 2019), e as Áreas A e B, visitadas uma vez (15-30 de novembro de 2018). Uma sexta campanha, também embarcada e cobrindo as Áreas A e B, iniciada em 30 de março de 2019, está em andamento.

¹ Pelo menos até o rompimento da Barragem 1 do Córrego do Feijão, em 25 de janeiro de 2019, cuja extensão de danos à Baía do São Francisco permanece desconhecida (Tragédia de Brumadinho).

Figura 1: Região estudada, destacando-se as cinco Áreas (A-E) e a malha amostral do projeto, sobrepostas aos principais megahabitats bênticos. O mapa inclui algumas estações adicionais ao Plano de Trabalho, nas Áreas A e C.



Fonte: Autoria própria.

1.2 OBJETIVO

O objetivo geral do projeto é caracterizar e monitorar ambientes recifais e bancos de rodolitos potencialmente impactados pelo Desastre de Mariana, qualificando e quantificando seus efeitos no ecossistema. Especificamente, pretendemos:

- Caracterizar comunidades bentônicas recifais quanto à diversidade, estrutura, dinâmica e processos ecológicos chave;
- Caracterizar comunidades planctônicas associadas aos recifes quanto à sua abundância, diversidade, estrutura e dinâmica;
- Monitorar essas comunidades em áreas mais ou menos afetadas pelo desastre;
- Avaliar o estado de saúde de corais em áreas sob distintas forçantes;
- Monitorar o estabelecimento de fauna e flora e sua produção de CaCO_3 ;
- Caracterizar as macroalgas associadas a fundos recifais e bancos de rodolitos;
- Determinar taxas de sedimentação e composição do sedimento em recifes e bancos de rodolitos sob distintas forçantes oceanográficas e níveis de impacto.

O presente documento é baseado, principalmente, nos dados da primeira campanha realizada em cada área, uma vez que os dados das visitas subsequentes estão em processamento (Áreas C e D) ou em aquisição (Áreas A e B). O documento também conta com dados pretéritos ao desastre, bem como dados cobrindo o hiato de três anos em que a região afetada permaneceu sem o monitoramento sistemático do PMBA. Esse hiato foi preenchido com dados de trabalhos prévios realizados pela equipe. O conjunto de informações prévias abrange menos parâmetros e uma cobertura espacial mais limitada, tendo sido obtido no âmbito do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq/FAPES), do *International Ocean Discovery Program* (CAPES/IODP), e de outros projetos desenvolvidos pela equipe executora na área do Parque Nacional Marinho (PARNAM) de Abrolhos e adjacências (Área A). Para as áreas ao sul do PARNAM, a cobertura amostral é mais fragmentada e inclui informações dispersas em bases de dados e na literatura, exigindo que a integração e reconstrução de cenários seja feita ao longo do desenvolvimento do projeto.

Inicialmente, apresentamos características básicas dos ambientes estudados, os quais se apresentam como hotspots da biodiversidade marinha brasileira (Amado-Filho et al., 2012; Moura et al., 2013) e são provedores de serviços ecossistêmicos essenciais para dezenas de milhares de pessoas (Costanza et al., 2014; Spalding et al., 2017). Nessa contextualização inicial, justificamos a relevância dos principais eixos de investigação (temas e espécies/grupos alvo) em desenvolvimento no âmbito do projeto. Além disso, a introdução contempla um balizamento conceitual que consideramos essencial, dada a complexidade envolvida no monitoramento dos efeitos crônicos e agudos do desastre. A área de estudo corresponde a uma das regiões mais complexas e biodiversas do Atlântico Sul,

historicamente submetida a estressores antropogênicos e climáticos, e foi atingida, a partir do final de 2015, por um desastre ambiental com características e dimensões nunca antes observadas. Portanto, a consecução dos objetivos do projeto não é tarefa trivial que se enfrenta em curto prazo com protocolos prontos e ferramentas ordinárias. Tratamos aqui de um enorme desafio científico que abrange desde o campo conceitual e seleção de indicadores até o desenvolvimento de ferramentas, delineamentos amostrais e modelos analíticos, formação de recursos humanos de alto nível para enfrentar o desafio, e uma contínua adaptação e aprimoramento do projeto. A recuperação das áreas degradadas e a mitigação dos efeitos do desastre sobre os recifes e bancos de rodolitos é um desafio sem precedentes e eivado de incertezas, mas inexoravelmente dependente do embasamento a ser provido pelo PMBA.

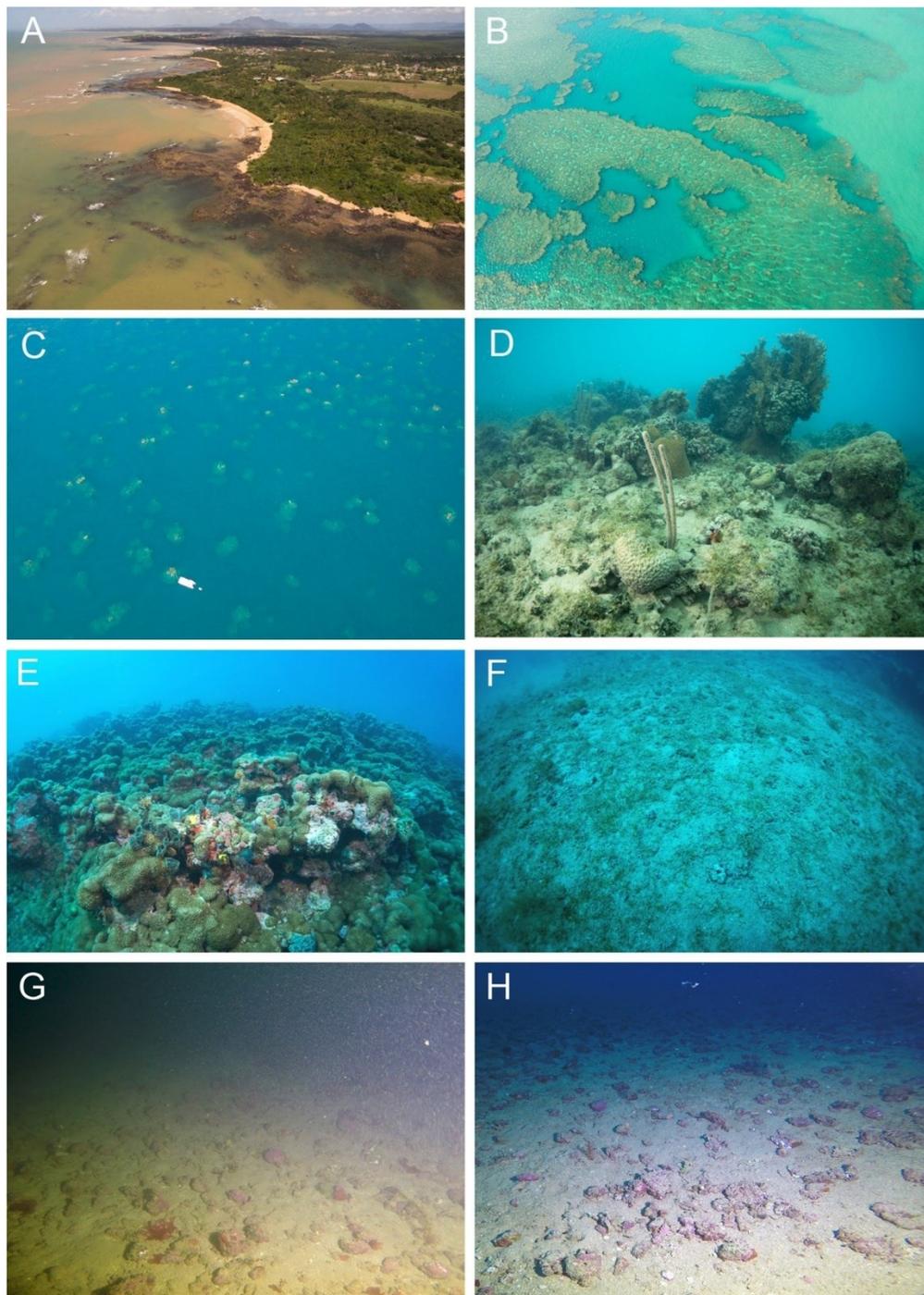
1.3 RECIFES E BANCOS DE RODOLITOS

Recifes e bancos de rodolitos são formações coalescidas conhecidas como "fundos duros" (*hard bottom*), as quais são caracterizadas por sua heterogeneidade estrutural em relação a áreas sedimentares adjacentes (Figura 2). Na área de estudo, esses fundos podem ter origem biológica (e.g. pináculos, rodolitos) ou mista (e.g. recifes de arenito e lateritas adjacentes ao litoral), e são recobertos principalmente por organismos de crescimento rápido que não estão diretamente envolvidos na construção das estruturas (e.g. macroalgas, cianobactérias). Os biomineralizadores de carbonato de cálcio (CaCO_3), cujo crescimento é lento (e.g. algas calcárias, corais), são as "espécies engenheiras" dos recifes e bancos de rodolitos (Amado-Filho et al., 2012), uma vez que são os responsáveis pela construção da estrutura física do ecossistema. As taxas de crescimento de organismos não construtores tendem a ser rápidas, alcançando a ordem de mm.dia^{-1} , enquanto que as de corais e hidrocorais variam entre 3 e 180 mm.ano^{-1} , e as de algas coralináceas variam de submilimétricas até 80 mm.ano^{-1} . O balanço entre a abundância de organismos construtores e não-construtores é um aspecto crucial da dinâmica dos recifes que, quando estudada em escalas espaciais e temporais relevantes, compõe um importante *proxy* da saúde do ecossistema (Shepard et al., 2009; Goldberg, 2013).

A estrutura física complexa e a natureza também complexa das interações biológicas são as principais características indutoras da biodiversidade dos ecossistemas recifais - a maior dentre os ecossistemas marinhos. Trata-se de um sistema ideal para monitorar os efeitos do desastre no Oceano, uma vez que, além de abrigar grande biodiversidade, fornece serviços ecossistêmicos de alta relevância (e.g., proteção da costa, pesca, lazer e recreação) e é sensível a alterações na qualidade da água e aporte de sedimentos (Birkeland, 1997; Goldberg, 2013). Adicionalmente, os recifes contam com diversos mecanismos legais específicos que dispõem sobre sua proteção e conservação, inclusive em âmbito internacional. Os bancos de rodolitos compõem um tipo recifal peculiar constituído por nódulos carbonáticos soltos, os quais podem cobrir o fundo por milhares de quilômetros quadrados (Amado-Filho et al., 2012). Apesar de dominar boa parte da plataforma continental brasileira, esse sistema permanece mal conhecido com relação a aspectos básicos tais como sua extensão, biodiversidade,

estrutura e funcionamento (Amado-Filho et al., 2012). Por constituírem o tipo recifal predominante na área marinha afetada pelo desastre (Moura et al., 2013), os bancos de rodolitos compõem um dos alvos do projeto, especialmente no que diz respeito a gerar linhas de base (*baselines*) que possam servir como referência para avaliar os efeitos do desastre em longo prazo.

Figura 2: Recifes e bancos de rodolitos da região estudada. A: Recifes adjacentes ao litoral na APA Costa das Algas (Área D); B: Chapeirões coalescidos formando bancos recifais no Parcel das Paredes, arco interno (Área A); C: Chapeirões do Parcel dos Abrolhos, arco externo (Área A); D: Topo de uma estrutura recifal com alta diversidade e cobertura coralínea; E: Parede de uma estrutura recifal com baixa diversidade; F: Banco de rodolitos. Fotos: Rede Abrolhos.



Fonte: Autoria própria.

Nos recifes brasileiros, a participação de algas coralináceas e outros organismos biomineralizadores (e.g. briozoários) na construção das estruturas recifais é mais significativa do que a de corais (Bastos et al., 2018), justificando a ênfase nesses grupos como alvos dos estudos no âmbito do PMBA. Além disso, corais desempenham funções chave no ecossistema, e a fauna de corais da região afetada pelo desastre é a mais diversificada do Atlântico Sul, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (Moura et al., 2013). A escolha dos corais como bioindicadores também se justifica pelo fato desses organismos representarem consórcios (holobiontes) nos quais a homeostase depende de associações entre o “macróbio” (cnidário) e diversos microrganismos. Destacam-se, na comunidade microbiológica simbiote dos corais, os dinoflagelados mixotróficos (i.e., auto e heterotróficos) coletivamente chamados de zooxantelas, os quais transferem para o hospedeiro, até 95% do carbono por eles fixado. Esse consórcio é sensível a flutuações ambientais (e.g. temperatura, turbidez, nutrientes dissolvidos), a ponto dos corais serem considerados os “canários da mina” do Oceano, funcionando como indicadores avançados de sua condição frente à crescente degradação em escala global. Nesse contexto, a avaliação do estado de saúde de corais em áreas sob distintas forçantes, através de estimativas da densidade, diversidade e do metabolismo fotossintético das zooxantelas, compõe outro importante eixo de investigação do projeto. Essa abordagem complementa os estudos enfocados na dinâmica de comunidades bentônicas, na coluna d’água sobrejacente e na dinâmica de deposição de sedimentos sobre os recifes, e nos estudos sobre biomineralização, esses últimos baseados em experimentos com estruturas artificiais de colonização.

1.4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICO-CONCEITUAL

Os resultados aqui apresentados são preliminares, um adjetivo imposto pela implementação do PMBA após 3 anos do desastre, pelo prazo ainda curto de execução do projeto (6 meses), e pela ausência de *baselines* adequados para boa parte da região potencialmente afetada. Por outro lado, o relatório fornece um panorama ímpar acerca dos recifes e bancos de rodólitos sobre os quais o desastre incidiu, abordando, de maneira transversal e integrada, processos que operam em escalas espaciais e temporais dissimilares. Por exemplo, processos físico-químicos e geo-hidrológicos que geralmente operam em macro e mesoescalas espaciais e temporais (e.g. distribuição de recifes e fácies sedimentares), também podem se apresentar de forma bastante dinâmica (e.g. distribuição e deslocamento de massas d’água). Padrões e processos observáveis ao nível dos organismos podem ser quase instantâneos (e.g. contaminação por metais, resposta do aparato fotossintético à turbidez), mas também podem se configurar ao longo de meses ou anos (e.g. comprometimento da saúde, fecundidade, mortalidade), na forma de efeitos crônicos. Além disso, processos que operam ao nível de comunidades e populações tendem a se configurar em escalas temporais que variam entre meses e décadas (e.g. cobertura dos recifes), e podem se propagar de maneira complexa (fragmentada e com hiatos temporais), em função da dinâmica metapopulacional característica dos sistemas recifais (Hansky et al. 2004; Kritzer & Sale, 2006). Considerando a natureza multi-escalar e multidimensional dos problemas enfocados pelo projeto, ao mesmo tempo em que respondemos questões básicas (e.g.

extensão e características dos ecossistemas recifais), buscamos apresentar informações ao nível de organismos (e.g. corais e simbiontes) e comunidades (e.g. cobertura bêntica), sempre inseridas no contexto mais abrangente dos indutores físico-químicos e geo-hidrológicos, e dos efeitos do desastre.

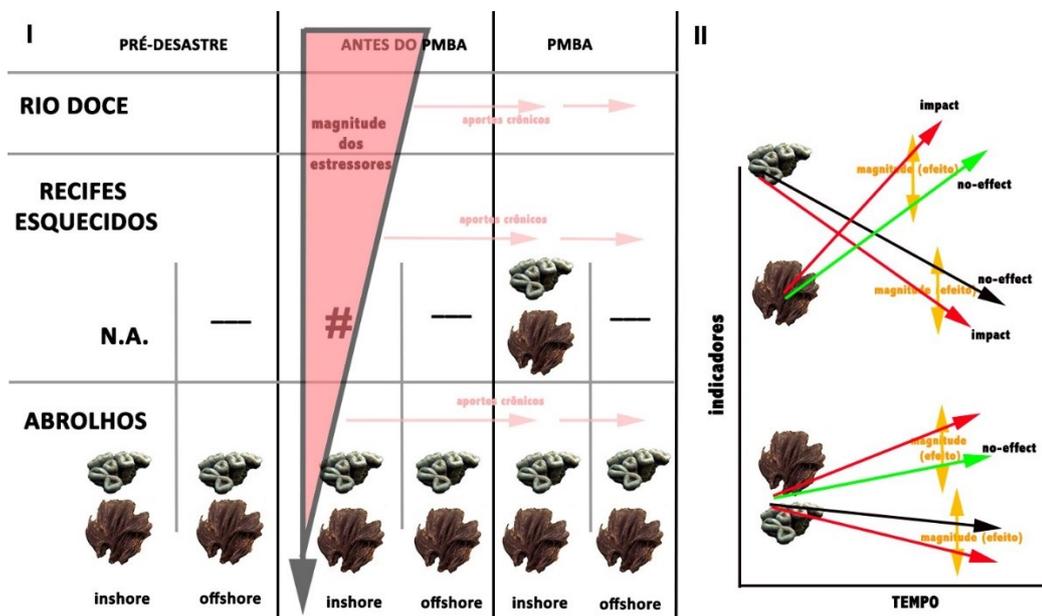
O registro de indicadores em um dado local, na presença e ausência de um conjunto de estressores, é impossível. Portanto, a detecção de impactos depende de estimativas dos efeitos dos estressores sobre o ecossistema em questão (Schmitt & Osemberg, 1986). Considerando outras impossibilidades, também envolvidas na avaliação dos impactos ambientais decorrentes de desastres deste tipo, tais como executar experimentos manipulativos adequadamente replicados e reconstruir *baselines* acuradamente, a avaliação do impacto depende de monitoramentos (“*field assessments*”) que permitam estimar: i) o estado do sistema na ausência e na presença do estressor, e ii) as incertezas associadas às diferenças entre essas estimativas (Stewart-Oaten, 1996). Além disso, é fundamental considerar que a avaliação dos efeitos do desastre deve transcender os sítios sob a pluma detectada após o rompimento da barragem (e.g. Mazzei et al., 2017), cuja dinâmica e recorrência, ligada a ciclos climáticos/hidrológicos, ainda está sendo estudada no âmbito do PMBA. Por exemplo, há evidências de contaminação da água e de corais no PARNAM Abrolhos, por metais dissolvidos na água do mar (Bianchini, 2016; Evangelista, 2018), cuja detecção por sensoriamento remoto é impossível. O transporte e destino dos contaminantes despejados no mar após o rompimento da barragem são aspectos fundamentais que permanecem pouco conhecidos, demandando esforços de amostragem e modelagem oceanográfica acoplados aos monitoramentos bio-ecológicos em escalas mais abrangentes do que aquelas usualmente empregadas em estudos ambientais – ou seja, em escalas compatíveis com a magnitude ímpar do Desastre de Mariana.

Separar a variabilidade natural dos efeitos do desastre envolve a combinação de diferentes abordagens. Delineamentos do tipo Controle-Impacto (*Control-Impact* – CI), nos quais são feitas comparações entre sítios afastados da fonte de impacto, a ponto de serem considerados livres de efeito (controle), e sítios próximos à fonte (sob impacto), podem violar a premissa de que áreas controle e impactadas seriam idênticas e teriam se comportado da mesma forma na ausência do impacto. Por outro lado, a despeito dessa limitação, o monitoramento de sítios ao longo de um gradiente de atenuação (a partir da foz do Rio Doce) se apresenta como alternativa pertinente para detectar alterações associadas ao desastre. Delineamentos do tipo Antes-Depois (*Before-After* - BA) possuem limitações inerentes às linhas de base, as quais, no caso dos recifes e rodolitos, são concentradas em áreas relativamente afastadas da foz do Rio Doce. No entanto, considerando as evidências de extensão da contaminação até a Área A (Bianchini, 2016; Evangelista, 2018), a abordagem BA se encontra no rol daquelas a serem adotadas ao longo da execução do projeto. Delineamentos do tipo Antes-Depois-Controle-Impacto (*Before-After-Control-Impact* – BACI) combinam as duas abordagens anteriores, buscando separar os efeitos do estressor de outras fontes de variabilidade (Green & Green, 1979), a partir da identificação de interações entre tempo e local (usando a variabilidade entre amostras tomadas em dado local/tempo para compor o termo de erro). Embora robustos, até mesmo delineamentos BACI podem confundir efeitos dos estressores com flutuações locais (interações tempo*local), em contextos

de muita heterogeneidade. Trata-se de um problema menos agudo no contexto em tela, até porque os principais estressores naturais que afetam os recifes - anomalias térmicas - se configuram na escala regional-global (Teixeira et al., 2019). O uso de séries temporais (*Before-After-Control-Impact Paired Series* - BACIPS), inclusive com o uso de sítios controle como covariáveis (preditores do estado “impactado”), adiciona robustez aos delineamentos BACI (Stewart-Oaten et al., 1986, 1992), ressaltando-se, novamente, as limitações espaciais das séries temporais de dados antecedentes ao desastre (Figura 3). Por fim, a abordagem além-BACI (*beyond-BACI* - bBACI), que emprega controles múltiplos (Underwood, 1991, 1992), também poderá ser incorporada na avaliação a ser produzida como resultado dos primeiros 16 meses de execução do projeto. O detalhamento e a implementação dessas e de outras abordagens, conceituais e metodológicas, está além do escopo desse relatório intermediário. Aspectos ainda não esclarecidos, como a extensão, magnitude e periodicidade de aportes crônicos de sedimentos e contaminantes após o rompimento da barragem, também podem implicar em ajustes futuros na abordagem para avaliação dos impactos sobre recifes e bancos de rodolitos, na forma de aprimoramentos na estratégia de monitoramento. Por fim, ressaltamos que, mais do que aceitar ou rejeitar a hipótese nula de que não houve impacto sobre os recifes e rodolitos (a chamada “cultura do p-valor”), nossa perspectiva é estimar a extensão e magnitude dos impactos e apresentar subsídios científicos para a tomada de decisões que levem à recuperação, mitigação e, principalmente, à não repetição dos erros que, não apenas originaram o desastre, mas que dificultam a avaliação dos seus efeitos (e.g. *baselines* deficientes).

Figura 3: Esquema conceitual simplificado do escopo e estratégia para estimar a magnitude dos impactos do desastre sobre organismos construtores de crescimento lento (corais e algas calcárias incrustantes) e fotossintetizantes não-construtores de crescimento rápido (algas, cianobactérias), em áreas submetidas a diferentes níveis de contaminação e intensidade da pluma.

Corais tendem a responder a impactos agudos (concentrações exacerbadas de contaminantes) por meio da degradação imediata do tecido vivo (morte da colônia). Em concentrações sub-letais, a resposta é do tipo estresse crônico, afetando a abundância em longo prazo. Algas e cianobactérias tendem a responder mais rapidamente. Legenda: #: dados não processados, N.A.: dados não coletados, ---: nível/estrato não existente. # março de 2018.



Fonte: Autoria própria.

1.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

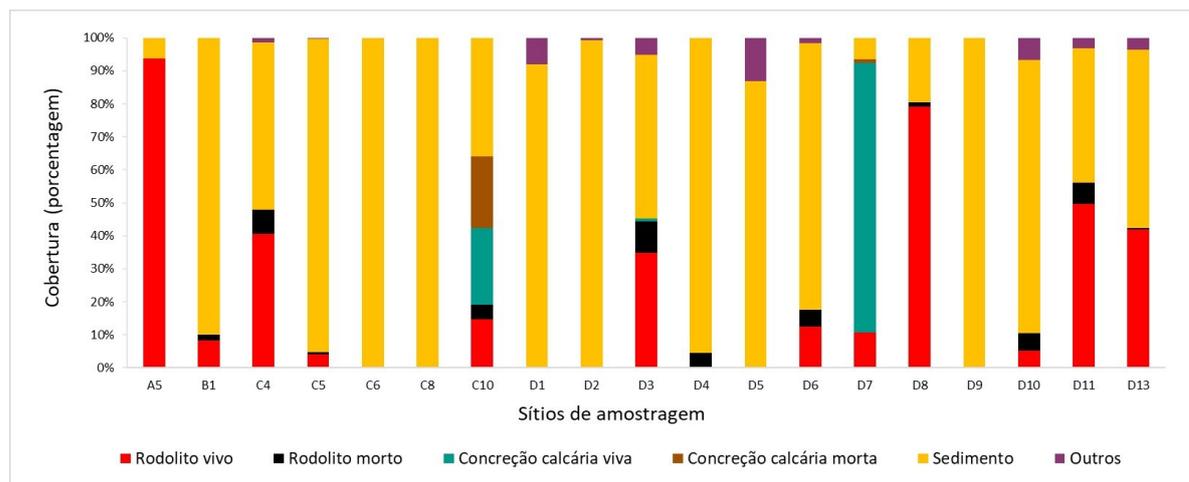
1.5.1 Caracterização das comunidades de bancos de rodolitos

Os percentuais de cobertura, vitalidade e forma dos rodolitos são preliminares, assim como os dados sedimentológicos, uma vez que abrangem apenas dados oriundos da primeira campanha. As listas de espécies também serão complementadas na medida em que o projeto progredir.

1.5.2 Percentual de cobertura e vitalidade dos rodolitos

A cobertura relativa dos diferentes tipos de substrato em cada estação acessada com *dropcam* está apresentada na Figura 4, a qual mostra que o percentual de cobertura por rodolitos variou tanto em função das estações de coleta quanto da profundidade.

Figura 4: Cobertura do fundo nas estações amostradas nas Áreas A, B, C e D. Campanha 1. Não foram obtidos dados nas estações C7 e D12 devido a problemas com a dropcamera.



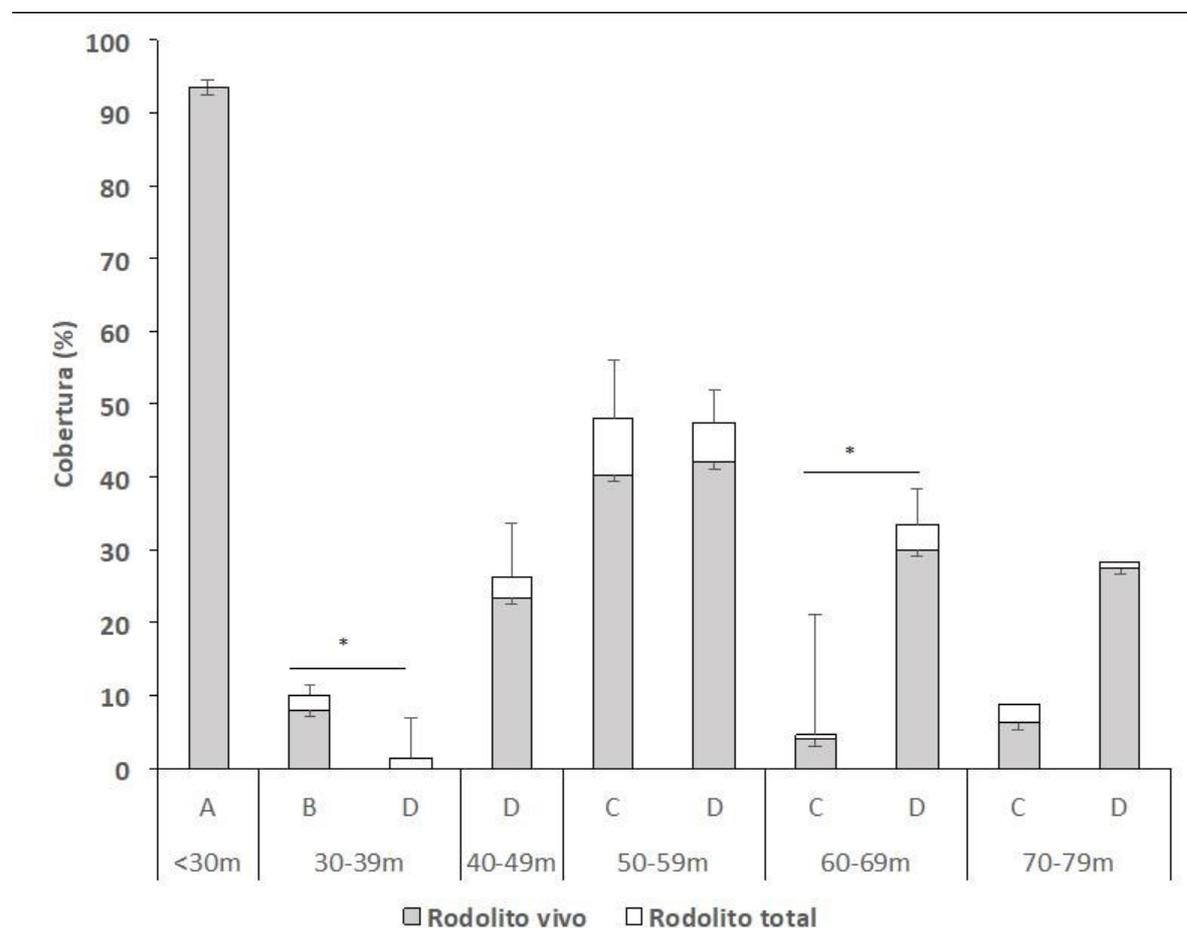
Fonte: Autoria própria.

O banco de rodolitos amostrado na Área A (A5, 8 m de profundidade) apresentou alta concentração de rodolitos vivos (>90%), enquanto que aquele amostrado na Área B (B1, 30 m) apresentou baixa cobertura por rodolitos (<10%), em sua maioria vivos (Figura 5). Nas Áreas C e D o percentual médio de cobertura por rodolitos vivos variou entre 14 e 25%, respectivamente. Nas Áreas C e D as maiores concentrações de rodolitos foram registradas entre 50-59 m de profundidade, com valores médios de 40% de cobertura por rodolitos vivos e 5-8% de rodolitos mortos (Figura 5). A cobertura por rodolitos na Área C (adjacente à Foz do Rio Doce) foi menor do que aquela na Área D (APA Costa das Algas), tanto entre 60-69 m quanto entre 70-79 m (Figura 5). A ausência de *baselines* impossibilita afirmar se as diferenças são relacionadas às condições naturais ou ao impacto da pluma que alcançou a Área C nos primeiros meses após o rompimento da barragem (indicada em monitoramento por sobrevoos). Na Área D não foram encontrados rodolitos em profundidades inferiores a 30 m, e apenas rodolitos mortos foram registrados entre 30-39 m. Essas faixas de profundidade não foram amostradas na Área C, uma vez que estudos anteriores ao desastre já indicavam ausência de rodolitos e predomínio de lama e

areia terrígena na plataforma interna adjacente à Foz do Rio Doce, até cerca de 40 m de profundidade (Bastos et al., 2015; Quaresma et al., 2015). A Figura 6 ilustra diferentes feições dos bancos de rodolitos amostrados.

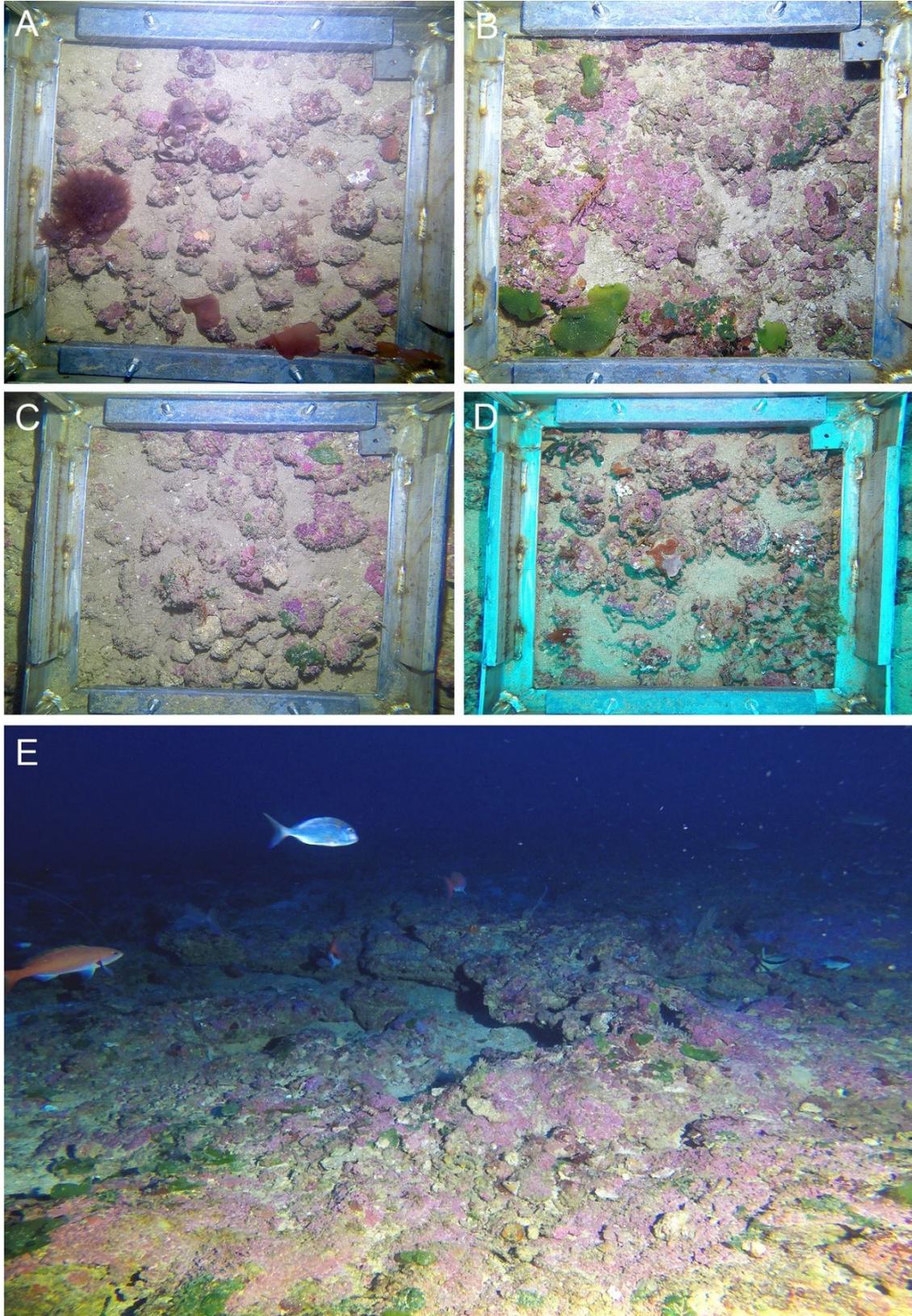
Nas Áreas C e D destacou-se a ocorrência de concreções calcárias construídas principalmente por algas coralináceas incrustantes, formando recifes mesofóticos com alta biodiversidade associada (Figura 6). A associação entre a ocorrência e características dessas concreções com variáveis ambientais (e.g. profundidade, luz no fundo, declividade) será explorada ao longo do desenvolvimento do projeto.

Figura 5: Cobertura percentual por rodolitos em diferentes faixas de profundidade, nas Áreas A- D. Campanha 1. Rodolito total corresponde ao somatório de rodolitos vivos e mortos. Barras conectadas representam diferenças significativas (* $p < 0,05$) (Kruskal-Wallis).



Fonte: Autoria própria.

Figura 6: Fotografias ortogonais (A-D) e panorâmica (E) dos ambientes bentônicos nas áreas C e D. Campanha 1, dezembro de 2018. A: Estação C4 (banco de rodolitos, 53 m de profundidade). B: Estação D8 (banco de rodolitos e concreções calcárias, 70 m). C: Estação C10 (banco de rodolitos, 70 m). D: Estação D13 (45 m). E: Estação D8 (concreções calcárias, 70 m).



Fonte: Autoria própria.

1.5.3 Identificação da fauna de invertebrados associada aos rodolitos

Até o momento foram triados/identificados 30 rodolitos de cada estação amostrada na Campanha 1 (novembro e dezembro, 2018). Foram registrados 78 táxons de macroinvertebrados bentônicos (234 indivíduos identificados), incluindo nove grandes grupos taxonômicos: Porifera (14 spp.), Cnidaria (13 spp.), Sipuncula (1 spp.), Annelida (Polychaeta, 5 spp.), Arthropoda (Crustacea, 5 spp.), Mollusca (7 spp.), Bryozoa (20 spp.), Echinodermata (8 spp.), Tunicata (Ascidiacea, 5 spp.) (Tabela 1). As estações com maior riqueza foram C4 e D13 (ambas com 22 spp.), seguidas por D11 (18 spp.), C27 (16 spp.), D5 (15 spp.), B1 (9 spp.), A5 (6 spp.) e D8 (5 spp.). A estação D13 apresentou a maior abundância de invertebrados (93 indivíduos), seguida por A5 (33), C4 e D5 (24), C27 (23), D11 (18), B1 (14) e D8 (5) (Tabela 1).

Dentre os grandes grupos de invertebrados, três (Bryozoa, Porifera e Cnidaria) se destacaram pela maior riqueza de espécies (Figura 7 a Figura 9). Bryozoa, aparentemente, representa um importante bioconstrutor nas Áreas C e D, com alta frequência de espécies ramificadas e arborescentes (e.g., *Celleporaria* spp. e *Stylopona* spp.), principalmente entre 35-50 m. Em todas as áreas foram registradas espécies de briozoários incrustantes, geralmente associadas com algas coralináceas, também incrustantes, crescendo sobre ou sob essas. *Stylopona* sp. 2 foi o invertebrado mais frequente em cinco das oito estações de coleta, juntamente com a ascídia *Didemnum galacteum* (Tabela 1), essa última registrada tanto sobre algas coralináceas quanto sobre macroalgas. Porifera (esponjas), grupo de invertebrados com a segunda maior riqueza de espécies, apresentou formas incrustantes e maciças, com destaque para *Aplysina fulva*, *Aiolochoia crassa* e *Hyattella cavernosa*, as quais possuem esqueleto exclusivamente formado por fibras de esponjina e aglutinam rodolitos, aumentando a estabilidade do substrato e facilitando à formação de concreções carbonáticas. Cnidaria, grupo com a terceira maior riqueza, apresentou espécies construtoras típicas dos ambientes coralíneos de Abrolhos (e.g. corais construtores *Agaricia fragilis*, *Scolymia wellsi* e *Madracis decactis*), bem como espécies não construtoras.

Tabela 1: Invertebrados associados a rodolitos. Lista de táxons e respectivas abundâncias absolutas nos nódulos amostrados em cada estação amostral. Campanha 1 (novembro e dezembro, 2018).

Morfortipos / Táxons / Espécies	Estações amostrais								n
	A5	B1	C4	C27	D5	D8	D11	D13	
PORIFERA (14 táxons; 17 ind.)									
Classe Calcarea									
Gênero Indeterminado				1					1
Classe Demospongiae									
Ordem Verongida									
Família Aplysinidae Carter, 1875									
<i>Aplysina fulva</i> (Pallas, 1766)			1					1	2
<i>Aiolochoia crassa</i> (Hyatt, 1875)			1						1

Morfortipos / Táxons / Espécies	Estações amostrais								n	
	A5	B1	C4	C27	D5	D8	D11	D13		
Ordem Dictyoceratida										
Spongiidae Gray, 1867										
<i>Hyattella cavernosa</i> (Pallas, 1766)			1					1	2	
Ordem Haplosclerida										
Gênero Indeterminado			1						1	
Ordem Scopalinida										
Família Scopalinidae										
Cf. <i>Scopalina ruetzleri</i> (Wiedenmayer, 1977)				1	1				2	
Ordem Axinellida										
Família Axinellidae Carter, 1875										
Gênero Indeterminado							1		1	
Demospongiae 1			1						1	
Demospongiae 2			1						1	
Demospongiae 4			1						1	
Demospongiae 6			1						1	
Demospongiae 7			1						1	
Demospongiae 8		1	1						2	
Demospongiae 9							1		1	
CNIDARIA (13 táxons; 18 ind.)										
Classe Anthozoa										
Subclasse Hexacorallia										
Ordem Scleractinia										
Família Agariciidae Gray, 1847										
<i>Agaricia fragilis</i> Dana, 1848							1	1	1	3
Família Faviidae Milne Edwards & Haime, 1857										
Cf. <i>Scolymia wellsii</i> Laborel, 1967								1		1
Família Pocilloporidae Gray, 1840										
<i>Madracis decactis</i> (Lyman, 1859)							1	1		2
Coral 1							1			1
Coral 2								1		1
Subclasse Octocorallia										
Ordem Alcyonacea										
Gorgônia 1			1		1					2
Gorgônia 2				1						1
Gorgônia 3				1						1
Gorgônia 4								1		1
Gorgônia 5				1						1
Classe Hydrozoa										
Subclasse Hydroidolina										

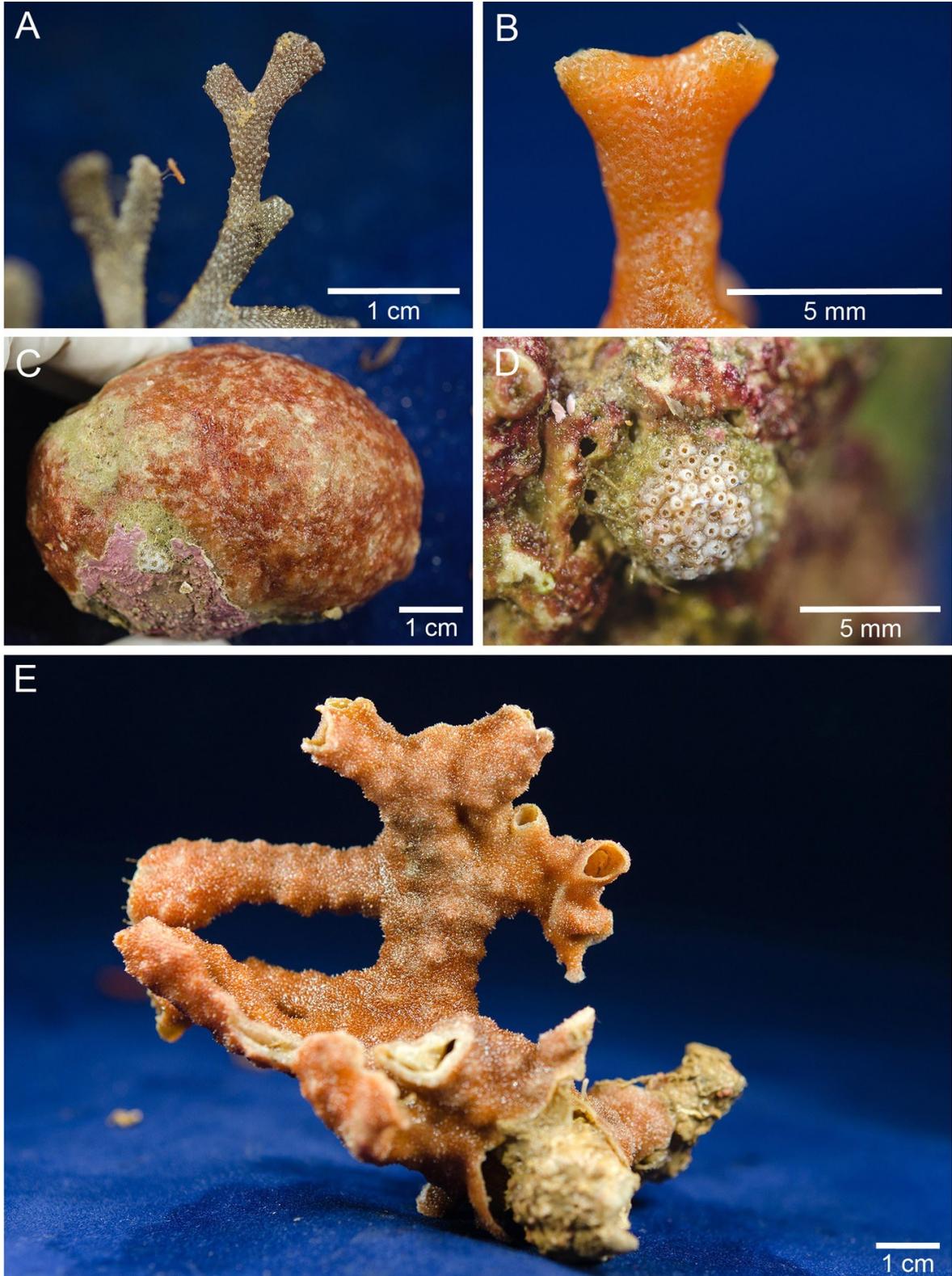
Morfortipos / Táxons / Espécies	Estações amostrais								n
	A5	B1	C4	C27	D5	D8	D11	D13	
Gênero Indeterminado				1					1
Gênero Indeterminado								2	2
Gênero Indeterminado				1					1
SIPUNCULA (1 táxon; 5 ind.)									
Sipuncula 1				4			1		5
ANELLIDA (5 táxons; 18 ind.)									
Classe Polychaeta									
Poliqueta 1	3			3					6
Poliqueta 2	7								7
Poliqueta 3				3					3
Poliqueta 4				1					1
Poliqueta 5		1							1
ARTHROPODA/ Crustacea (5 táxons; 11 ind.)									
Classe Malacostraca									
Ordem Stomatopoda									
Gênero Indeterminado	1				1				2
Ordem Decapoda									
Crustacea 0	1	2							3
Crustacea 1								2	2
Crustacea 2			3						3
Crustacea 3								1	1
MOLLUSCA (7 táxons; 8 ind.)									
Classe Gastropoda									
Gastropoda 1					1				1
Gastropoda 2					1				1
Classe Bivalvia									
Ordem Pectinida									
Família Pectinidae Rafinesque, 1815									
cf. <i>Nodipecten nodosus</i> (Linnaeus, 1758)					2				2
Bivalve 1							1		1
Bivalve 2				1					1
Bivalve 3							1		1
Classe Cephalopoda									
Ordem Octopoda									
Cf. <i>Octopus vulgaris</i> Cuvier, 1797		1							1
BRYOZOA (20 táxons; 31 ind.)									
Classe Gymnolaemata									
Ordem Cheilostomata Busk, 1852									
Subordem Flustrina Smitt, 1868									

Morfortipos / Táxons / Espécies	Estações amostrais								n
	A5	B1	C4	C27	D5	D8	D11	D13	
Família Adeonidae Busk, 1884									
<i>Reptadeonella</i> sp.				1					1
Família Microporidae Gray, 1848									
<i>Mollia</i> sp.						1			1
Família Onychozellidae Jullien, 1882									
<i>Smittipora</i> sp.								1	1
Família Lepraliellidae Vigneaux, 1949									
<i>Celleporaria atlantica</i>			1		1				2
<i>Celleporaria</i> sp. 1			1		1				2
<i>Celleporaria</i> sp. 2							1	1	2
Família Metrarabdotosidae Vigneaux, 1949									
<i>Metrarabdotos</i> sp. 1								1	1
<i>Metrarabdotos</i> sp. 2					1				1
Família Schizoporellidae Jullien, 1882									
<i>Stylopoma</i> sp. 1						1			1
<i>Stylopoma</i> sp. 2		1	1	1			1	1	5
<i>Stylopoma</i> sp. 3					1		1	1	3
Família Hippopodiniidae Levinsen, 1909									
<i>Hippopodina</i> sp.								1	1
Família Colatooeciidae Winston, 2005									
Gênero Indeterminado							1		1
Bryozoa 3			1					1	2
Bryozoa 4			1						1
Bryozoa 5			1					1	2
Bryozoa 11							1		1
Bryozoa 12							1		1
Bryozoa 13							1		1
Classe Stenolaemata									
Ordem Cyclostomata									
Gênero Indeterminado								1	1
ECHINODERMATA (8 táxons; 27 ind.)									
Classe Asteroidea									
Ordem Valvatida									
Família Ophidiasteridae Verrill, 1870									
<i>Narcissia trigonaria</i> Sladen, 1889					1				1
Classe Echinoidea									
Ordem Cidaroida									
Cidaridae Gray, 1825									
<i>Eucidaris tribuloides</i> (Lamarck, 1816)				1					1

Morfortipos / Táxons / Espécies	Estações amostrais								n
	A5	B1	C4	C27	D5	D8	D11	D13	
Ouriço 1			1					2	3
Classe Crinoidea									
Gênero Indeterminado					7				7
Classe Ophiuroidea									
Ordem Amphilepidida									
Família Ophiotrichidae Ljungman, 1867									
<i>Ophiothela mirabilis</i> Verrill, 1867					3				3
Ofiuróide 1	1	2							3
Ofiuroide 2				1					1
Ofiuróide 3			1				1	6	8
CHORDATA/ Tunicata (5 táxons; 98 ind.)									
Classe Ascidiacea									
Ordem Aplousobranchia									
Família Didemniidae Giard, 1872									
<i>Didemnum galacteum</i> Lotufo & Dias, 2007	20	1	1		1			63	86
Ascídia 2		3	1		1			1	6
Ascídia 3								2	2
Ascídia 4		2						1	3
Ascídia 5								1	1
TOTAL (78 táxons)	6	9	22	16	15	5	18	22	234
TOTAL (234 indivíduos)	33	14	24	23	24	5	18	93	

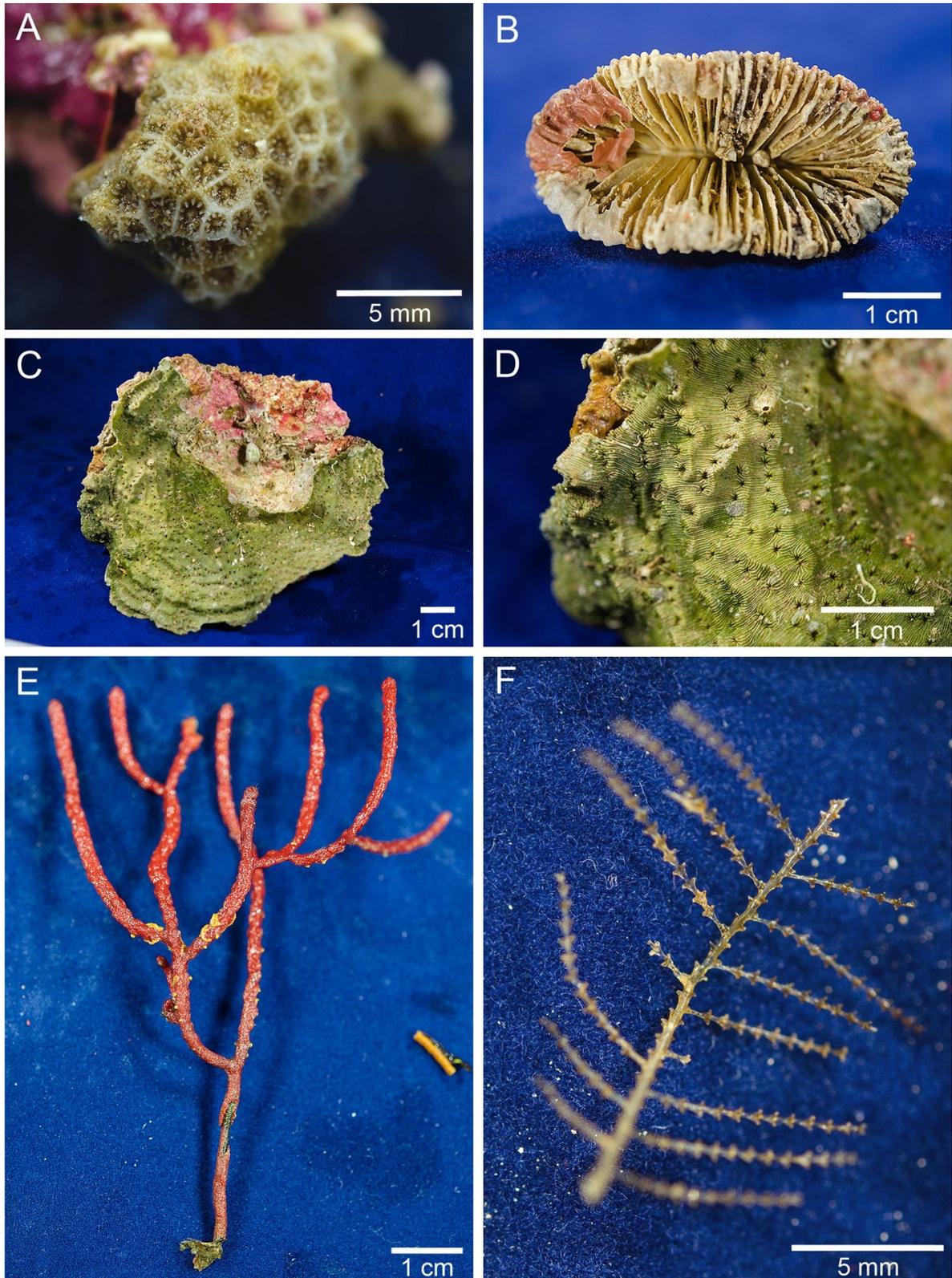
Fonte: Autoria própria.

Figura 7: Espécies representativas de Bryozoa associadas aos bancos de rodolitos. Campanha 1. A: *Metrarabdotos* sp. B: *Stylopoma* sp. 1. C: *Stylopoma* sp. 2. D: *Colatooeciidae*. E: *Celleporaria* sp. Fotos: F. Moraes.



Fonte: Autoria própria.

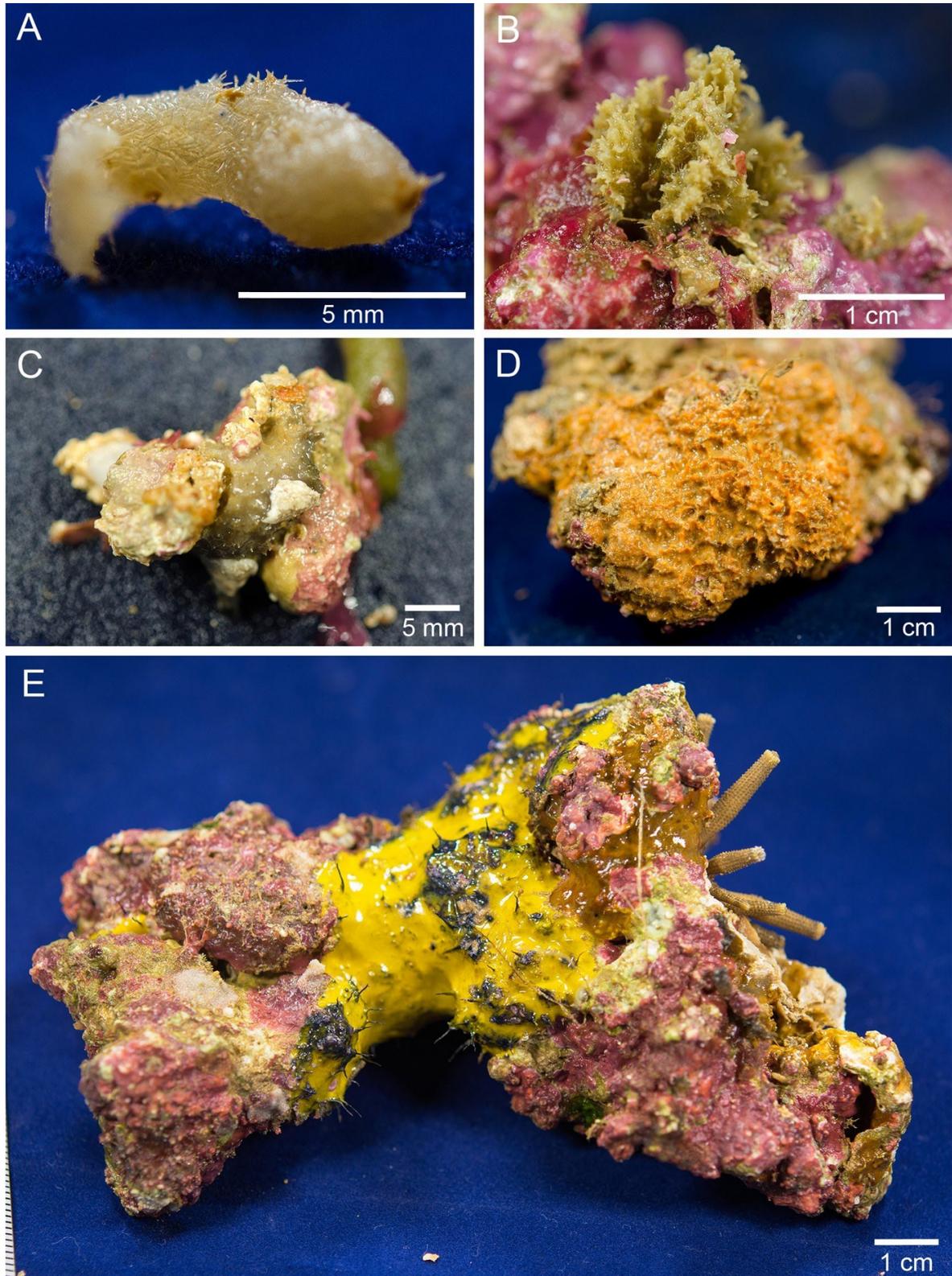
Figura 8: Espécies representativas de Cnidaria associadas aos bancos de rodolitos. Campanha 1. A: *Madracis decactis*, B: *Scolymia wellsii*, C: *Agaricia fragilis*, D: Detalhe da colônia de *A. fragilis*. E: Octocoral associado a *Ophiothela mirabilis*. F: Hidróide. Fotos: F. Moraes



Fonte: Autoria própria.

Figura 9: Espécies representativas de Porifera associadas aos bancos de rodolitos. Campanha 1. A: *Calcarea* (indeterminada). B: *Axinellidae*. C: *Hyattella cavernosa* aglutinando rodolitos. D: *Scopalina ruetzleri*. E: *Aiolochoiria crassa* aglutinando rodolitos.

Fotos: F. Moraes



Fonte: Autoria própria.

1.5.4 Sedimentologia dos bancos de rodolitos

As análises granulométricas apontaram predominância de areia em três das cinco estações compreendendo bancos de rodolitos (D3, D5 e D8), com mais de 70% dos grãos pertencentes a esta categoria (Quadro 1 e Quadro 2). As outras estações (D11 e C4) apresentaram mais de 75% dos grãos na categoria cascalho (Quadro 1). A contribuição de silte foi máxima na estação D5 (1,3%) e a maior contribuição de partículas finas foi observada na Área D, com aproximadamente 30% das partículas retidas até a peneira de 0,25 mm (Quadro 1). Ao largo da Foz do Rio Doce (Área C), aproximadamente 80% do particulado foi retido a partir da peneira de 0,5 mm (Quadro 2).

Quadro 1: Granulometria dos sedimentos amostrados nos bancos de rodolitos da APA-REVIS (Área D) e Foz do Rio Doce (Área C). Segundo classificação de Wentworth (1922).

Estação	% Cascalho	% Areia	% Silte
D3	23,986	75,697	0,318
D5	21,365	77,343	1,292
D8	27,058	72,598	0,344
D11	79,824	19,561	0,615
C4	75,462	23,995	0,543

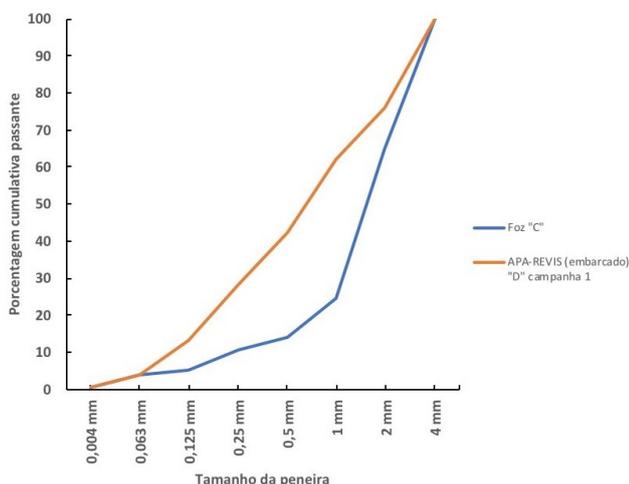
Fonte: Autoria própria.

Quadro 2: Porcentagem média de contribuição dos grãos dos sedimentos coletados nos bancos de rodolitos da APA-REVIS (Área D) e Foz do Rio Doce (Área C).

Estações	4 mm	2 mm	1 mm	500 µm	250 µm	125 µm	63 µm	4 µm
D3	8,8	15,2	21,7	14,2	22,8	14,1	2,9	0,3
D5	6,3	15,1	18,8	17,8	21,1	13,0	6,7	1,3
D8	15,6	11,4	30,3	20,1	12,6	7,3	2,4	0,3
D11	64,6	15,2	7,8	3,8	3,9	3,0	1,1	0,6
C4	34,3	41,1	10,5	3,4	5,4	1,1	3,4	0,5

Fonte: Autoria própria.

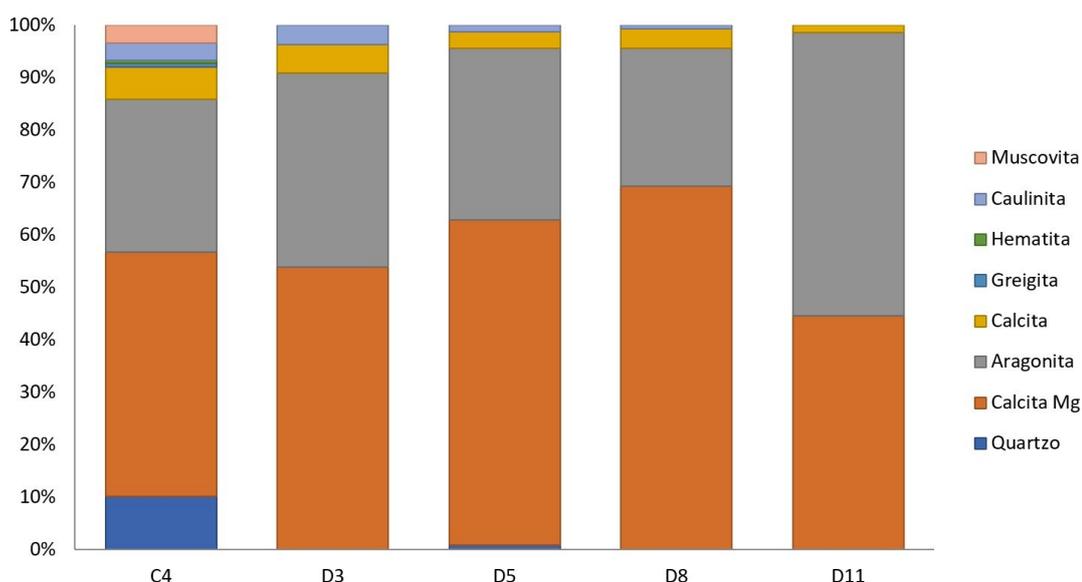
Figura 10: Granulometria dos sedimentos amostrados em bancos de rodolitos das Áreas C e D. Campanha 1.



Fonte: Autoria própria.

Na área D houve predominância de sedimentos marinhos biogênicos, tais como calcita magnesiana, aragonita e calcita, com baixas concentrações de sedimentos terrígenos, como quartzo e caulinita. Hematita foi detectada apenas na Área C (Figura 11, Quadro 3). A ausência de hematita e baixos teores de quartzo, juntamente com a menor contribuição de caulinita na Área D, indicam que essa área está sob regime menos intenso de deposição de sedimentos terrígenos e, possivelmente, rejeitos oriundos do desastre. Esses registros de campo corroboram as observações feitas nos sobrevoos realizados logo após o rompimento da barragem de Fundão (Golder, 2016). Já na estação C4, a 68 km da costa ao largo da Foz do Rio Doce, foi observada predominância de calcita magnesiana, aragonita e calcita (sedimentos biogênicos marinhos), juntamente com quartzo (terrígeno). Outros minerais terrígenos também foram detectados, em menores proporções, incluindo caulinita e muscovita, indicando forte influência terrígena nos bancos de rodolitos ao largo da Foz do Rio Doce (Área C), incluindo possíveis assinaturas do desastre (hematita e greigita).

Figura 11: Proporção dos diferentes minerais no sedimento associado a bancos de rodolitos nas áreas C e D. Campanha 1.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 3: Mineralogia do sedimento associado a bancos de rodolitos nas áreas C e D. Campanha 1. Valores em % média. O símbolo "-" indica que o mineral não foi detectado.

Estações	Quartzo	Calcita Mg	Aragonita	Calcita	Greigita	Hematita	Caulinita	Muscovita
C4	10,2	46,5	29,3	6,0	0,8	0,5	3,3	3,5
D3	-	53,9	37,0	5,5	-	-	3,7	-
D5	0,9	62,0	32,8	3,1	-	-	1,3	-
D8	-	69,3	26,3	3,8	-	-	0,7	-
D11	-	44,6	54,0	1,5	-	-	-	-

Fonte: Autoria própria.

1.6 CARACTERIZAÇÃO DAS COMUNIDADES DE MACROALGAS E ORGANISMOS BENTÔNICOS NOS RECIFES ADJACENTES AO LITORAL NA APA COSTA DAS ALGAS E RVS SANTA CRUZ (APA-REVIS), ÁREA D.

1.6.1 Identificação de macroalgas

Foram identificados 121 táxons de macroalgas nos recifes adjacentes ao litoral da APA-REVIS (Tabela 2 e Figura 12). As maiores riquezas foram registradas nas estações D14 e D15 (71 e 68 taxa, respectivamente), mais próximas da foz do Rio Doce. Destaca-se que a riqueza registrada é três vezes superior àquela reportada em estudos pretéritos, os quais incluem dados obtidos três anos antes do desastre (no verão) (Schnerer et al., 2013), e 6 meses após rompimento da barragem (Golder, 2016) (no outono). Apesar desses estudos prévios terem sido baseados em amostras obtidas em sobreposição com estações de coleta amostradas no presente estudo (D15, D16, D17, D19, D20 e D21), as comparações são limitadas em função de baixa resolução taxonômica desses trabalhos, bem como por conta de possíveis variações sazonais (Amado-Filho et al., 2007, 2010; Guimarães & Amado-Filho, 2008; Marins et al., 2014). Comparações robustas e inferências sobre o impacto de desastre nas comunidades de macroalgas dependem da obtenção de séries temporais e do pleno desenvolvimento do projeto.

Tabela 2: Macroalgas registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. Quando disponíveis, são fornecidos números de catálogo dos vouchers depositados no Herbário do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB). O símbolo "+" indica presença e o símbolo "-" indica que a espécie não foi encontrada.

Táxon	Estação de coleta								Vouchers
	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	
RHODOPHYTA									
<i>Alsidium seaforthii</i> (Turner) J.Agardh	+	-	+	+	-	-	+	+	
<i>Amphiroa anastomosans</i> Weber Bosse	+	+	-	+	-	+	+	+	
<i>Amphiroa brasiliiana</i> Decaisne	-	-	-	-	-	+	-	-	
<i>Amphiroa fragilissima</i> (Linnaeus) J.V.Lamouroux	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Amphiroa rigida</i> J.V.Lamouroux	-	+	-	+	+	+	-	+	
<i>Bostrychia tenella</i> (J.V.Lamouroux) J.Agardh	-	-	-	-	-	-	+	-	779188
<i>Botryocladia wynnei</i> Ballantine	+	+	-	+	-	+	+	+	
<i>Centroceras gasparrinii</i> (Meneghini) Kützing	+	+	+	-	+	-	-	-	
<i>Ceramium brevizonatum</i> var. <i>caraibicum</i> H.E .Petersen & Børgesen	+	-	-	-	-	+	-	-	
<i>Ceramium</i> sp.	+	+	+	+	-	+	-	-	
<i>Ceratodictyon variabile</i> (J.Agardh) R.E.Norris	+	+	+	-	-	+	+	-	779215, 779219
<i>Champia vieillardii</i> Kützing	+	+	-	-	-	+	-	-	

Táxon	Estação de coleta								Vouchers
	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	
<i>Champia feldmannii</i> Díaz-Piferrer	+	+	-	+	-	-	+	-	
<i>Chondracanthus acicularis</i> (Roth) Fredericq	+	+	-	+	-	-	+	-	
<i>Corallina panizzoi</i> R.Schnetter & U.Richter	+	+	-	+	-	-	+	+	
<i>Cryptonemia seminervis</i> (C.Agardh) J.Agardh	-	-	+	+	-	-	+	+	
<i>Cryptopleura ramosa</i> (Hudson) L.Newton	+	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Dasya corymbifera</i> J.Agardh	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dasya rigidula</i> (Kützing) Ardissonne	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dichotomaria marginata</i> (J.Ellis & Solander) Lamarck	+	+	+	+	+	+	+	+	779129 - 779134
<i>D. obtusata</i> (J.Ellis & Solander) Lamarck	-	-	-	-	+	-	-	-	
<i>Dipterosiphonia dendritica</i> (C.Agardh) F.Schmitz	-	+	-	+	-	-	-	-	
<i>Galaxaura rugosa</i> (J.Ellis & Solander) J.V.Lamouroux	-	-	-	+	+	+	-	-	779127-8
<i>Gelidiella acerosa</i> (Forsskål) Feldmann & Hamel	-	-	+	+	+	+	+	+	
<i>Gelidium floridanum</i> W.R.Taylor	-	+	-	-	+	-	+	-	
<i>Gelidium</i> sp.	-	+	-	-	-	+	-	-	
<i>Gracilaria cervicornis</i> (Turner) J.Agardh	+	+	-	+	+	+	+	+	779118, 779120-1,
<i>G. cuneata</i> Areschoug	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>G. domingensis</i> (Kützing) Sonder ex Dickie	+	+	-	-	+	-	-	-	
<i>G. ferox</i> J.Agardh	-	-	-	-	-	-	+	+	
<i>G. flabelliformis</i> subsp. <i>simplex</i> Gurgel, Fred ericq & J.N.Norris	+	-	-	-	-	-	+	-	
<i>G. rangiferina</i> (Kützing) Piccone	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>G. cearensis</i> (A.B.Joly & Pinheiro) A.B.Joly & Pinheiro	-	-	-	+	-	-	-	-	779119
<i>Grateloupia filicina</i> (J.V.Lamouroux) C.Agardh	+	-	-	-	-	+	-	-	
<i>Griffithsia schousboei</i> Montagne	-	+	-	+	+	-	-	-	
<i>Gymnogongrus griffithsiae</i> (Turner) C.Martius	-	-	-	-	-	-	+	-	779214
<i>Halymenia floridana</i> J.Agardh	+	-	-	-	-	-	-	-	779212
<i>Herposiphonia secunda</i> (C.Agardh) Ambronn	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>H. tenella</i> (C.Agardh) Ambronn	+	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Heterosiphonia gibbesii</i> (Harvey) Falkenberg	+	+	-	+	-	-	-	-	779217
<i>H. crispella</i> (C.Agardh) M.J.Wynne	-	+	-	+	-	-	-	-	

Táxon	Estação de coleta								Vouchers
	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	
<i>Hydrolithon farinosum</i> (J.V.Lamouroux) Penrose & Y.M.Chamberlain	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Hypnea pseudomusciformis</i> Nauer, Cassano & M.C.Oliveira	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Jania adhaerens</i> J.V.Lamouroux	+	+	-	+	-	+	-	+	
<i>J. subulata</i> (Ellis & Solander) Sonder	+	+	-	-	-	-	-	-	
<i>J. cubensis</i> Montagne ex Kützing	+	+	-	+	-	+	-	-	
<i>Laurencia intricata</i> J.V.Lamouroux	-	-	-	-	+	-	-	-	
<i>Meristotheca gelidium</i> (J.Agardh) E.J.Faye & M.Masuda	+	-	-	-	-	+	-	-	
<i>Ochtodes secundiramea</i> (Montagne) M.Howe	+	+	+	+	+	+	+	+	779218
<i>Osmundaria obtusiloba</i> (C.Agardh) R.E.Norris	+	+	+	+	+	+	-	+	779135-8
<i>Palisada corallopsis</i> (Montagne) Senties, Fujii & Díaz-Larrea	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>P. perforata</i> (Bory) K.W.Nam	+	+	-	-	+	+	-	-	
<i>Parviphycus trinitatis</i> (W.R.Taylor) M.J.Wynne	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Peyssonnelia</i> spp.	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Plocamium brasiliense</i> (Greville) M.Howe & W.R.Taylor	+	+	+	+	+	+	+	+	779213
<i>Pterocladia beachiae</i> Freshwater	-	+	-	-	-	-	+	-	
<i>P. capillacea</i> (S.G.Gmelin) Santelices & Hom mersand	-	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Scinaia halliae</i> (Setchell) Huisman	+	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Solieria filiformis</i> (Kützing) P.W.Gabrielson	+	+	+	-	+	+	-	+	
<i>Spyridia clavata</i> Kützing	-	-	-	-	+	-	-	-	
<i>S. filamentosa</i> (Wulfen) Harvey	+	-	-	-	-	-	-	+	
<i>Thuretia bornetii</i> Vickers	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Tricleocarpa cylindrica</i> (J.Ellis & Solander) Huisman & Borowitzka	+	+	+	+	-	-	+	-	779122-4, 779154-6
<i>T. fragilis</i> (Linnaeus) Huisman & R.A.Townsend	-	-	-	+	-	+	+	+	779125-6
<i>Wrangelia argus</i> (Montagne) Montagne	+	-	-	-	-	-	+	-	
OCHROPHYTA									
<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (Kützing) De Paula & De Clerck	+	-	+	+	+	+	+	+	778810, 779220-3

Táxon	Estação de coleta								Vouchers
	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	
<i>Colpomenia sinuosa</i> (Mertens ex Roth) Derbès & Solier	+	+	+	+	+	+	+	+	779140
<i>Dictyopteris delicatula</i> J.V.Lamouroux	-	-	-	-	+	-	-	-	779183-4, 779186-7
<i>D. plagiogramma</i> (Montagne) Vickers	+	+	+	+	+	+	+	+	779182, 779185
<i>D. polypodioides</i> (A.P.De Candolle) J.V.Lamouroux	+	+	+	-	-	-	-	-	779152-3
<i>Dictyota ciliolata</i> Sonder ex Kützing	-	-	-	+	+	+	-	-	778811
<i>D. crenulata</i> J.Agardh	-	-	-	-	-	+	-	-	778809
<i>D. jamaicensis</i> W.R.Taylor	+	-	-	-	+	-	-	+	778804-6
<i>D. mertensii</i> (C.Martius) Kützing	-	-	-	+	-	+	+	-	778807-8
<i>D. menstrualis</i> (Hoyt) Schnetter, Hörning & Weber-Peukert	-	-	-	+	-	+	-	-	
<i>Hydroclathrus clathratus</i> (C.Agardh) M.Howe	-	-	-	+	-	-	-	-	
<i>Lobophora variegata</i> (J.V.Lamouroux) Womersley ex E.C.Oliveira	+	+	+	+	+	+	+	+	779165-70, 779180-1
<i>Padina gymnospora</i> (Kützing) Sonder	+	+	+	+	+	+	+	+	779157-64
<i>P. sanctae-crucis</i> Børgesen	-	-	+	-	-	-	-	-	779224
<i>Sargassum cymosum</i> C.Agardh	-	-	+	-	-	-	-	-	778833, 778803
<i>S. cymosum</i> var. <i>nanum</i> E.de Paula & E.C.Oliveira	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>S. filipendula</i> C.Agardh	+	+	+	+	-	-	+	-	778829, 778841-2
<i>S. furcatum</i> Kützing	+	-	-	+	-	-	-	-	778827, 778832
<i>S. polyceratium</i> Montagne	-	+	-	+	+	+	-	-	778821, 778836, 778838
<i>S. ramifolium</i> Kützing	-	-	-	+	-	-	+	+	778823, 778839, 779203
<i>S. rigidulum</i> Kützing	-	+	-	-	+	-	+	-	778828, 778834, 778840
<i>S. stenophyllum</i> C.Martius	+	+	+	+	-	-	+	+	778824-26, 778830-1, 778835,
<i>S. vulgare</i> C.Agardh	-	+	-	+	+	+	+	+	778820, 778837, 778844, 779098-9, 779102, 779201-2
<i>Spatoglossum schroederi</i> (C.Agardh) Kützing	+	+	-	+	-	-	+	+	
<i>Sphacelaria rigidula</i> Kützing	+	+	+	+	-	-	-	+	
<i>Zonaria tournefortii</i> (J.V.Lamouroux) Montagne	+	+	+	+	+	+	+	+	
CHLOROPHYTA									
<i>Anadyomene stellata</i> (Wulfen) C.Agardh	+	+	+	+	+	+	+	+	779139, 779141-3
<i>Avrainvillea nigricans</i> Decaisne	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Boodlea struveoides</i> M.Howe	-	-	-	-	-	+	-	-	

Táxon	Estação de coleta								Vouchers
	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21	
<i>Caulerpa cupressoides</i> var. <i>lycopodium</i> Weber Bosse	+	+	+	+	-	+	-	+	779093-7
<i>C. mexicana</i> Sonder ex Kützing	+	+	-	-	-	-	-	-	779107
<i>C. prolifera</i> (Forsskål) J.V.Lamouroux	+	+	-	+	-	-	-	+	779147-51
<i>C. racemosa</i> (Forsskål) J.Agardh	+	+	+	+	+	+	+	+	779108-15
<i>C. sertularioides</i> (S.G.Gmelin) M.Howe	-	-	-	+	-	+	-	+	779117, 779145-6,
<i>C. lanuginosa</i> J.Agardh	+	-	-	+	-	-	-	+	779144, 779189
<i>Chaetomorpha antennina</i> (Bory) Kützing	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>C. brachygonia</i> Harvey	-	+	-	-	-	+	-	-	
<i>Cladophora coelothrix</i> Kützing	-	-	-	-	-	-	+	-	
<i>C. prolifera</i> (Roth) Kützing	+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>C. vagabunda</i> (Linnaeus) Hoek	-	+	-	-	-	-	-	-	
<i>Cladophoropsis membranacea</i> (Hofman Bang ex C.Agardh) Børgesen	+	+	-	+	+	-	-	+	
<i>Codium intertextum</i> Collins & Hervey	+	+	+	+	+	+	+	+	779103-5, 779190-4
<i>C. isthmocladum</i> Vickers	+	+	+	+	-	-	+	-	779106, 779199-200, 779209 -11
<i>C. taylorii</i> P.C.Silva	-	+	-	+	-	+	-	+	779195-8
<i>Dictyosphaeria versluisii</i> Weber Bosse	+	+	+	+	+	+	+	+	779172-9
<i>Halimeda cuneata</i> Hering	+	+	+	+	+	+	+	+	778812-19
<i>H. discoidea</i> Decaisne	-	-	-	-	-	-	+	-	
<i>Parvocaulis myriosporus</i> (A.B.Joly & Cordeiro-Marino) C.W.Nascimento Moura & J.C.DeAndrade	-	-	+	-	-	-	-	-	
<i>Penicillus capitatus</i> Lamarck	+	+	-	-	-	-	-	-	779116
<i>Ulva fasciata</i> Delile	+	-	+	-	+	-	+	-	
<i>U. flexuosa</i> Wulfen	+	-	-	-	-	+	-	-	
<i>U. rigida</i> C.Agardh	+	+	+	-	+	+	-	-	
<i>Valonia aegagropila</i> C.Agardh	+	-	-	+	-	-	-	+	779171
<i>V. macrophysa</i> Kützing	+	+	-	+	-	+	-	+	779204-8
<i>Willeella ordinata</i> Børgesen	-	-	-	-	-	-	+	-	
TRACHEOPHYTA									
<i>Halodule wrightii</i> Ascherson	+	+	+	-	-	-	-	+	779225-7
Total (número de taxa)	71	68	39	63	40	51	48	48	

Fonte: Autoria própria.

Figura 12: Macroalgas representativas da comunidade bêntica dos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS. Campanha 1. A: *Dichotomaria marginata*. B: *Plocamium brasiliense*. C: *Caulerpa racemosa*. D: *Codium isthmocladum*. E: *Botryocladia* sp. F: *Sargassum* sp.



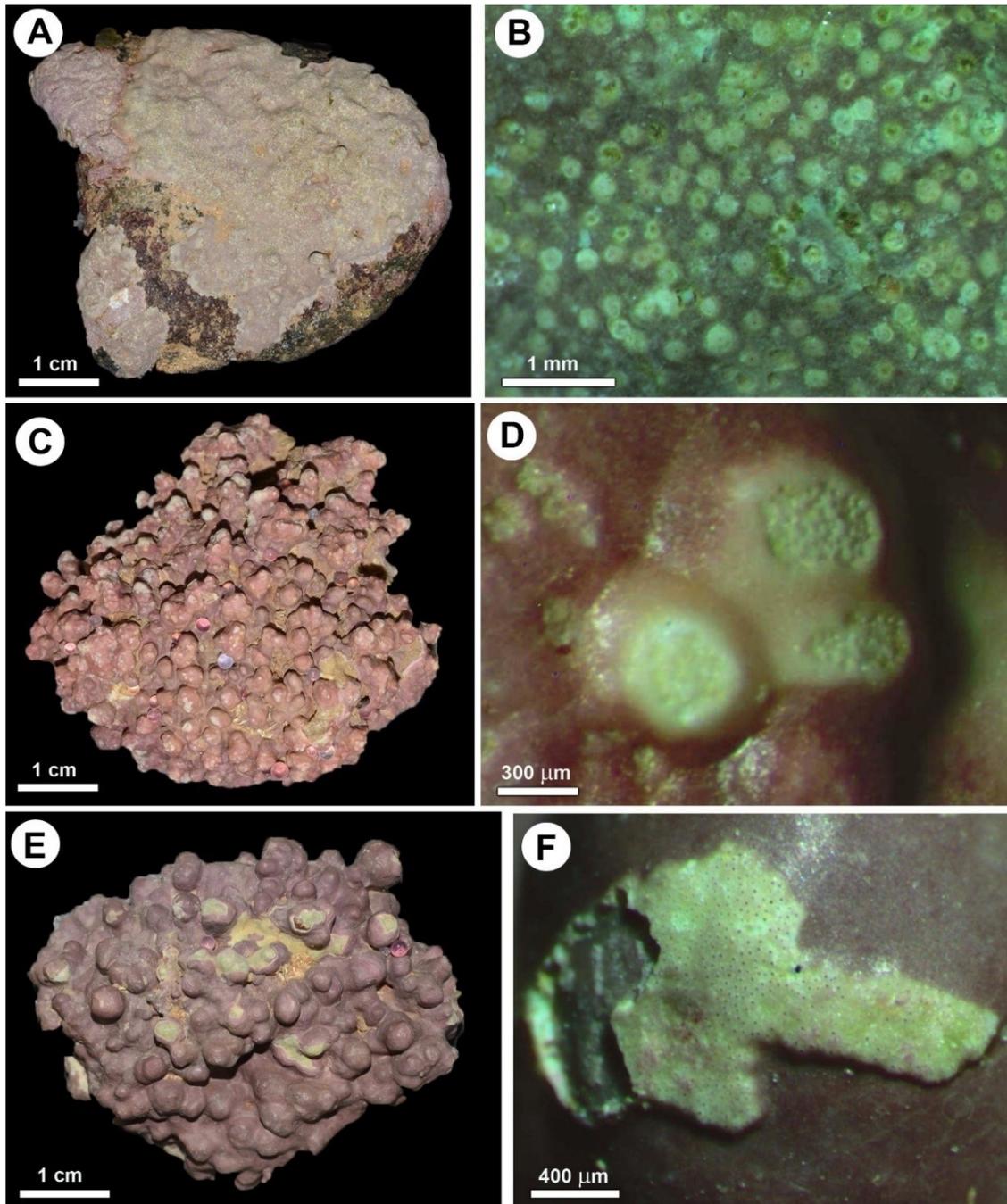
Fonte: Autoria própria.

1.6.2 Identificação das algas coralináceas incrustantes

Com base na integração de dados morfoanatômicos e sequências de DNA plastidial do marcador psbA foram identificados 9 táxons de algas coralináceas incrustantes (Quadro 4, Figura 13) nos recifes adjacentes ao litoral da Área D (APA-REVIS). Destaca-se que *Lithophyllum* sp. 1 constitui espécie nova para a ciência. Cerca de 20 exemplares ainda estão sendo analisados, o que poderá ampliar o inventário. Por outro lado, o estudo de Golder (2016) reportou apenas 5 taxa: *Hydrolithon* sp., *Lithothamnion* sp. 1, *Lithothamnion* sp. 2, *L. crispatum* e *Sporolithon* sp. Essas diferenças podem estar relacionadas a diferenças no esforço amostral e às abordagens utilizadas, uma vez que utilizamos dados morfoanatômicos e moleculares, enquanto que o estudo antecedente se restringiu a dados

morfoanatômicos, uma abordagem insuficiente para um grupo com alto nível de diversidade críptica ou pseudo-críptica (Sissini et al., 2014; Hernandez-Kantun et al., 2016).

Figura 13: Aspecto e estruturas reprodutivas de algas coralináceas incrustantes coletadas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). A: *Lithophyllum* sp. 1. B: Conceptáculos uniporados de *Lithophyllum* sp. 1. C: *Lithothamnion crispatum*. D: Conceptáculos tetrasporangiais multiporados de *L. crispatum* com depressões ao redor dos poros (característica diagnóstica). E: *Sporolithon episporum*. F: Soros de *S. episporum*.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 4: Algas coralíneas incrustantes registradas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1.
O símbolo “+” indica presença e o símbolo “-” indica que a espécie não foi encontrada.

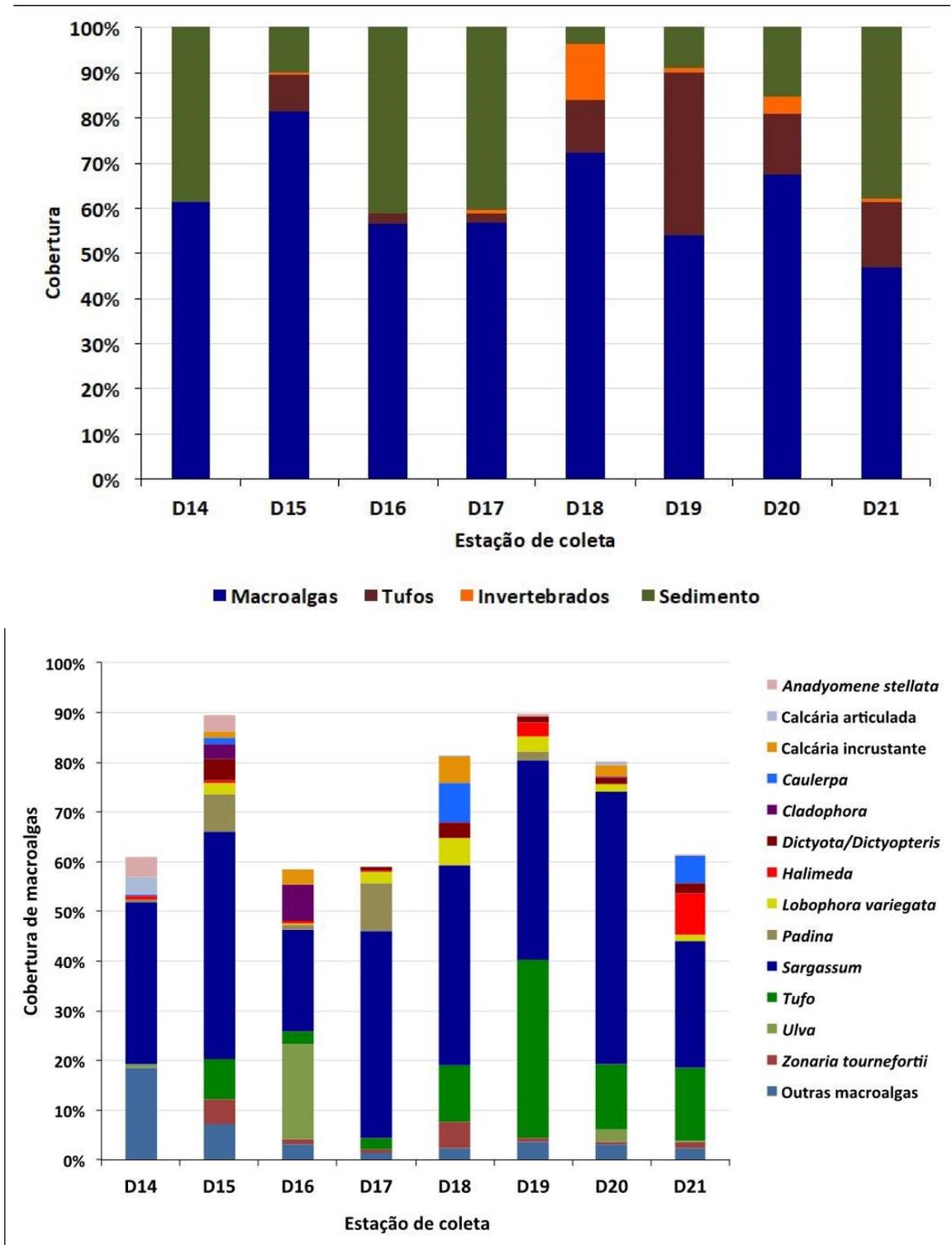
	Estação							
	D14	D15	D16	D17	D18	D19	D20	D21
CORALINALES								
<i>Lithophyllum prototypum</i> (Foslie) Foslie	-	+	-	-	-	-	-	-
<i>Lithophyllum</i> sp. 1	-	+	-	-	+	+	-	+
<i>Lithophyllum</i> sp. 2	+		+	+	+	+	+	+
<i>Neogoniolithon brassica-florida</i> (Harvey) Setchell & L.R.Mason	-	+	-	-	-	-	-	-
HAPALIDIALES								
<i>Mesophyllum</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Phymatolithon</i> sp.	-	-	+	-	-	+	-	-
<i>Lithothamnion crispatum</i> Hauck	+	+	+	+	-	+	+	+
<i>Lithothamnion</i> sp.	-	+	-	-	+	+	-	-
SPOROLITHALES								
<i>Sporolithon episporum</i> (M.Howe) E.Y.Dawson	-	+	+	-	-	-	-	-
<i>Sporolithon</i> sp.	-	-	-	+	+	-	-	-

Fonte: Autoria própria.

1.6.3 Abundância de macroalgas e organismos bentônicos

A avaliação quantitativa da cobertura bêntica dos recifes adjacentes ao litoral amostrados na APA-REVIS foi estabelecida com base na porcentagem de cobertura, estimada com fotoquadrados. Macroalgas foram o elemento dominante em todos os sítios (56 a 81%), seguidas por sedimento (4-40%) e tufos (“turf”) (0-35%). Invertebrados marinhos, incluindo esponjas e zoantídeos, foram os elementos menos abundantes (0-12%) (Figura 14A). Dentre as macroalgas, *Sargassum* spp. foram predominantes em todas as estações (20 a 45%). *Ulva* spp. (0-19%), *Lobophora variegata* (0-5,5%), *Caulerpa* spp. (0-9%) e *Zonaria tournefortii* (0-5,4%) também contribuíram substancialmente (Figura 14B). As características gerais das estações durante a primeira campanha estão evidenciadas nas Figura 15 e Figura 16.

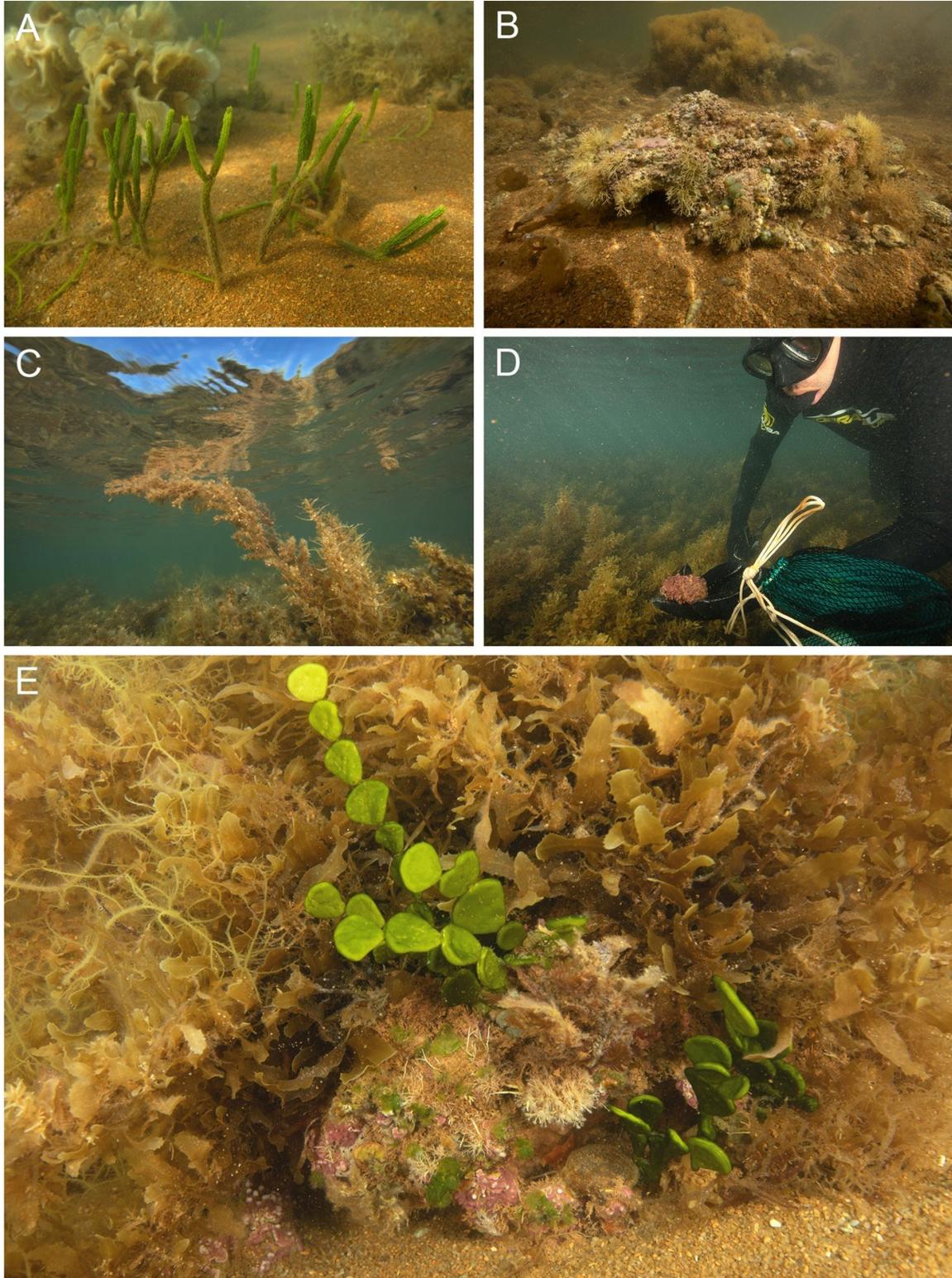
Figura 14: Cobertura bentônica dos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. O painel superior (A) mostra a abundância dos grandes grupos, evidenciando a dominância de macroalgas. O painel inferior (B) mostra os principais taxa de macroalgas, evidenciando a dominância por *Sargassum* e *Ulva*.



Fonte: Autoria própria.

Sedimento = areia + cascalho. Invertebrados = esponjas + zoantídeos.

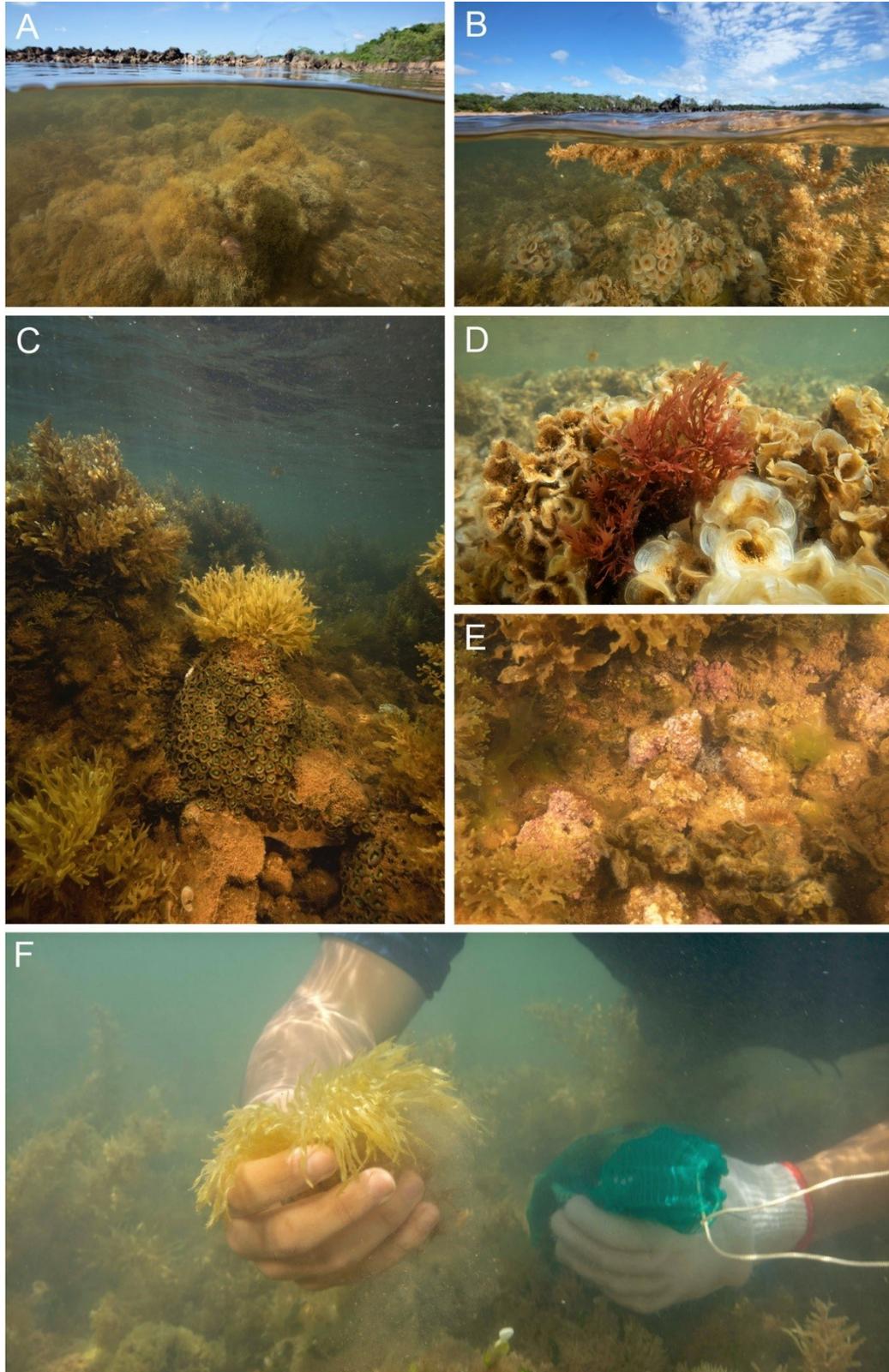
Figura 15: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. A: *Caulerpa cupressoides* (à frente) e *Padina* sp. (ao fundo). B: Estrutura recoberta por algas coralináceas e corais. C: *Sargassum* spp. D: Coleta de alga coralinácea incrustante em meio a *Sargassum* spp. E: *Halimeda* spp. Fotos: Áthila Bertoncini.



Fonte: Autoria própria.

Figura 16: Recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanha 1. A e B: Ambientes rasos dominados por macroalgas. C: *Zoantídeo* (*Palythoa variabilis*) em meio a macroalgas. D: Macroalgas parda (*Padina* sp.) e vermelha (*Gracilaria* sp.). E: Algas coralíneas incrustantes e macroalgas. F: Coleta de *Dictyota* sp. em ambiente dominado por *Sargassum* spp.

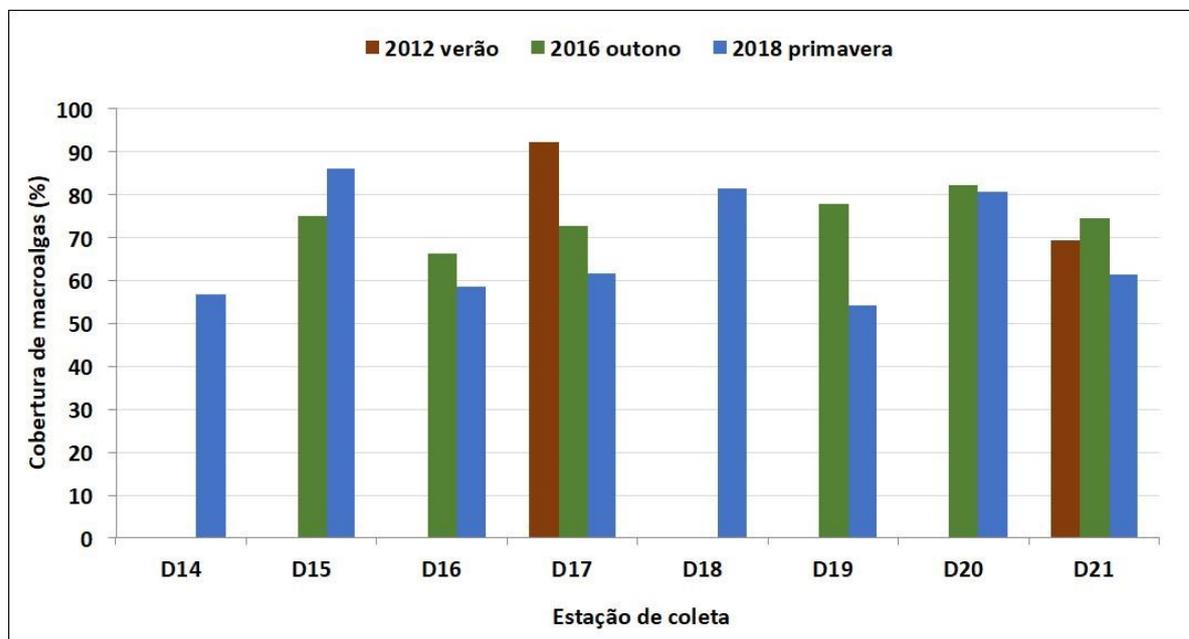
Fotos: A. Bertoncini.



Fonte: Autoria própria.

A costa centro-norte do Espírito Santo abriga alta diversidade de macroalgas, com ocorrência sintópica de espécies características do Nordeste e do Sul-Sudeste (Guimarães, 2003), o que resulta numa das floras marinhas mais diversas da costa brasileira (Horta et al., 2001; Guimarães, 2003; 2006). No entanto, dados sobre comunidades de macroalgas pretéritos ao desastre são escassos. Os chamados bancos de macroalgas da APA-REVIS foram alvo de um estudo prévio (Golder, 2016) com diversos sítios de amostragem comuns aos do PMBA, no qual as estações D15-17 (ao norte da APA) foram tratadas como afetadas pelo desastre, enquanto D19-21 (ao sul da APA) foram consideradas controle (Golder, 2016). Um contraste preliminar entre os resultados (Figura 17) revela diferenças de até 30% na cobertura de macroalgas após o desastre.

Figura 17: Cobertura por macroalgas nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D) estimadas em diferentes períodos do ano, por diferentes autores. Verão de 2012 (Schermer et al., 2013), outono de 2016 (Golder, 2016) e primavera de 2018 (presente estudo).



Fonte: Autoria própria.

Apesar dos indícios de impacto, as comparações devem ser feitas com cautela, pelo menos nesse momento inicial do PMBA. Por exemplo, para o período anterior ao desastre (verão de 2012), as amostragens foram limitadas a 2 estações sobrepostas ao PMBA (ambas apenas com dados de verão), e a amostragem de 2016 (Golder, 2016) é deslocada sazonalmente dos dados pré-desastre, tendo sido feita no outono. Nesse contexto, e considerando que já foi reportada variação sazonal em comunidades de algas no Espírito Santo (e.g. Guimarães & Amado-Filho, 2008; Amado-Filho et al., 2010), por hora não é possível atribuir a redução na cobertura por macroalgas ao desastre (Figura 17). Por outro lado, os dados aqui apresentados demonstram claramente a pertinência de monitorar essas comunidades, visto que as diferenças observadas são consideráveis. Também fica evidente a precariedade dos *baselines* ambientais em áreas marinho-costeiras vulneráveis a acidentes com barragens de rejeitos, visto que o inventário de macroalgas foi ampliado em todas as estações, algumas delas com mais do triplo de espécies identificadas por empresas de consultoria ambiental antes do desastre (e.g. D15).

1.6.4 Sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D)

Os sedimentos coletados nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS podem ser considerados, de maneira geral, como particulados grossos, com a maioria dos grãos entre 0,5 e 2 mm (Quadro 5, Quadro 6, Figura 20). Areia foi a classe dominante em 75% das estações amostradas em setembro de 2018. As exceções foram as estações D18 e D21, com mais de 70% de cascalho (Quadro 5). Esse padrão granulométrico se manteve em janeiro de 2019. (Figura 20). Partículas coletadas imediatamente a jusante da barragem de Fundão e no reservatório de Santarém apresentaram tamanho máximo de 1 mm (Golder, 2017). Portanto, material sedimentar com partículas >1 mm pode ser interpretado como sedimento natural, ao passo que partículas <1 mm podem se tratar tanto de rejeitos quanto sedimentos naturais (Golder, 2017).

Quadro 5: Granulometria dos sedimentos coletados nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Classificação de Wentworth (1922), valores expressos em % média.

	Estação	% Cascalho	% Areia	% Silte
setembro, 2018	D14	1,0	99,0	<0,1
	D15	40,0	60,0	<0,1
	D16	3,0	96,9	<0,1
	D17	14,3	85,4	0,3
	D18	88,9	11,0	0,1
	D19	6,2	93,7	0,1
	D20	4,7	95,0	0,3
	D21	79,8	20,1	0,1
janeiro, 2019	D14	1,3	98,2	0,5
	D15	36,5	62,3	1,2
	D16	7,5	92,5	<0,1
	D17	12,8	86,1	1,1
	D18	87,9	11,6	0,6
	D19	7,5	91,2	1,3
	D20	7,8	89,3	2,9
	D21	84,1	15,3	0,6

Fonte: Autoria própria.

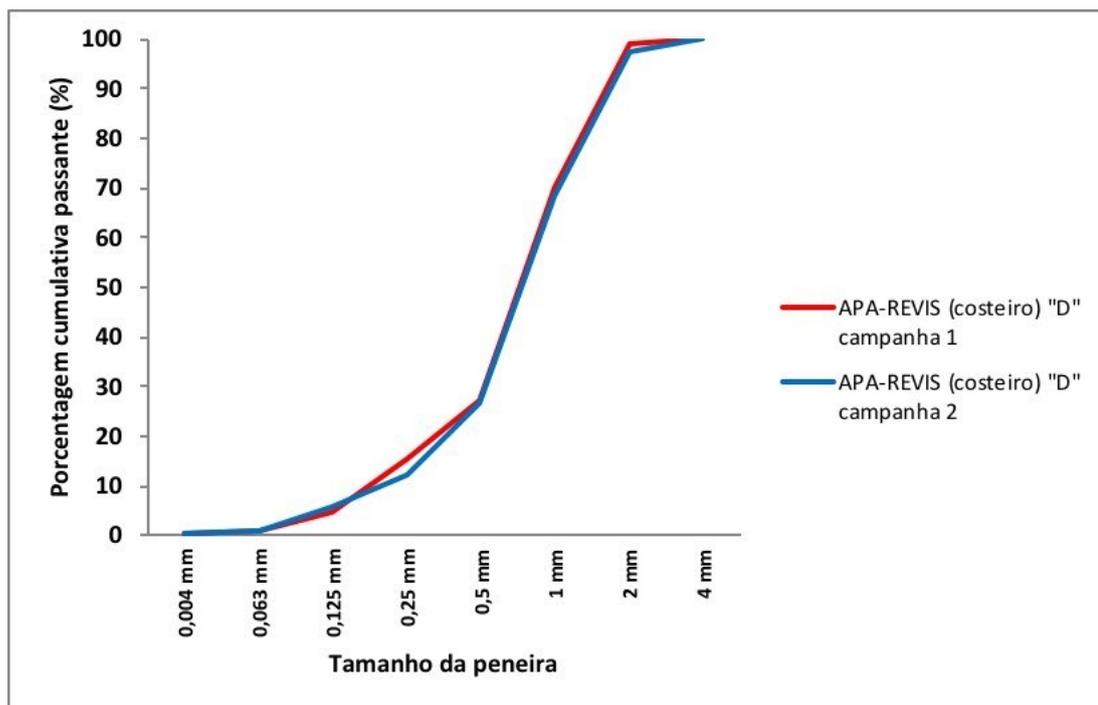
Quadro 6: Granulometria dos sedimentos coletados nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Valores expressos em % média de contribuição. Os maiores valores estão indicados por cores (primeiro maior valor: vermelho, segundo: amarelo, terceiro: cinza).

	Estação	4 mm	2 mm	1 mm	500 µm	250 µm	125 µm	63 µm	4 µm
setembro, 2018	D14	0,1	1,0	81,5	6,2	5,1	5,9	0,2	<0,1
	D15	1,7	38,3	4,6	18,9	27,8	7,5	1,2	<0,1
	D16	1,4	1,6	80,5	11,6	4,7	0,2	<0,1	<0,1
	D17	0,3	14,0	73,8	4,9	2,0	4,1	0,7	0,2

	Estação	4 mm	2 mm	1 mm	500 µm	250 µm	125 µm	63 µm	4 µm
	D18	1,3	87,5	7,3	0,9	1,1	1,3	0,5	0,2
	D19	0,2	6,0	71,3	16,0	4,3	1,8	0,3	0,1
	D20	1,2	3,5	14,4	34,9	37,6	6,6	1,5	0,3
	D21	3,2	76,7	10,2	2,7	3,1	3,5	0,5	0,1
janeiro, 2019	D14	0,1	1,2	77,8	9,2	4,8	6,4	0,5	<0,1
	D15	2,6	33,9	5,5	21,3	27,3	8,2	1,2	<0,1
	D16	5,0	2,5	73,2	14,2	4,6	0,5	<0,1	<0,1
	D17	0,9	11,9	72,5	7,6	2,4	3,6	0,8	0,2
	D18	1,1	86,8	6,7	2,6	1,2	1,0	0,4	0,1
	D19	0,7	6,9	73,8	10,4	5,4	1,6	1,2	0,1
	D20	2,1	5,7	20,5	46,3	11,3	11,3	2,5	0,4
	D21	3,4	80,7	5,8	2,6	2,9	3,9	0,5	0,1

Fonte: Autoria própria.

Figura 18: Granulometria dos sedimentos nos recifes adjacentes ao litoral da APA-REVIS (Área D).

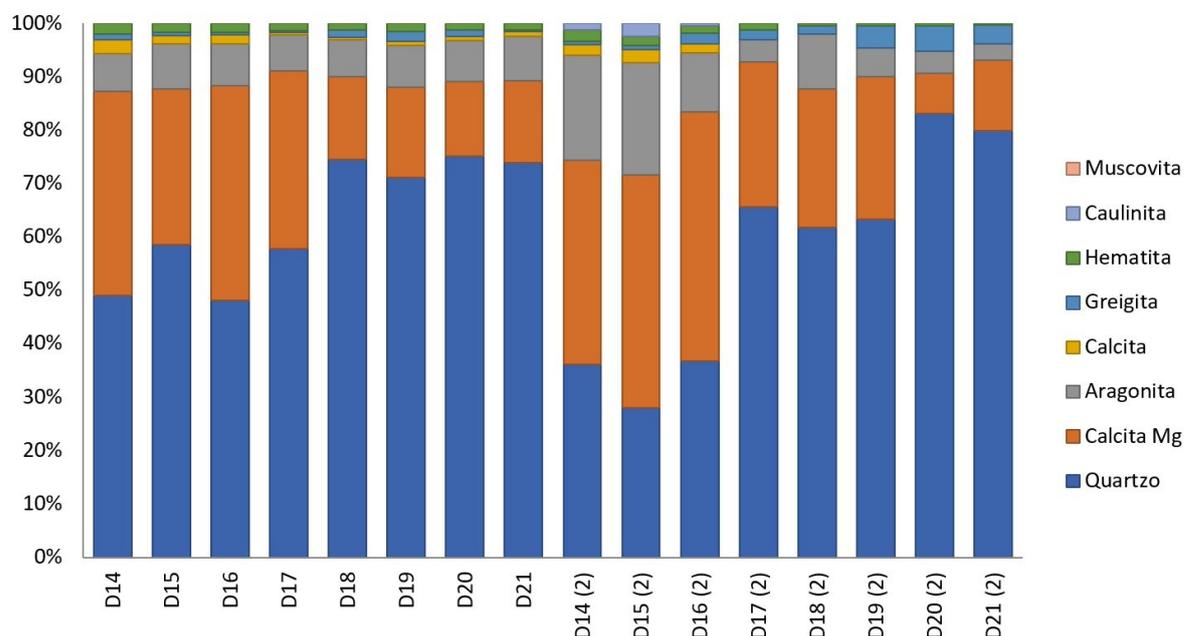


Fonte: Autoria própria.

A análise dos sedimentos por difração de raios-x revelou predomínio de quartzo (SiO_2) (Figura 19), seguido por calcita magnesiana. Além desses, foram encontrados aragonita, calcita, greigita, hematita e caulinita. Tal composição evidencia a ocorrência de uma mistura de sedimentos marinhos biogênicos (calcita magnesiana, aragonita e calcita) e terrígenos (quartzo, caulinita). As análises também indicaram a presença de greigita (Fe_3S_4), um sulfeto de ferro produzido por bactérias magnéticas e bactérias redutoras de sulfato, possivelmente relacionado com a degradação de macroalgas na região litorânea. Já a presença de hematita (Fe_2O_3) é indicativa da chegada do rejeito de minério ao Oceano,

uma vez que os rejeitos são compostos principalmente por quartzo, caulinita e hematita (Golder, 2017). Como quartzo e a caulinita são minerais comuns em rochas e sedimentos costeiros, não representam proxies para identificar a presença de rejeitos, ao contrário da hematita, que pode ser indicadora. A chegada dos rejeitos na região litorânea havia sido indicada pelos sobrevoos realizados entre novembro de 2015 e abril de 2016, o que se confirma com os dados aqui apresentados, coletados *in situ* 3 anos após a detecção da pluma no Oceano, indicando alta taxa de residência ou aportes crônicos.

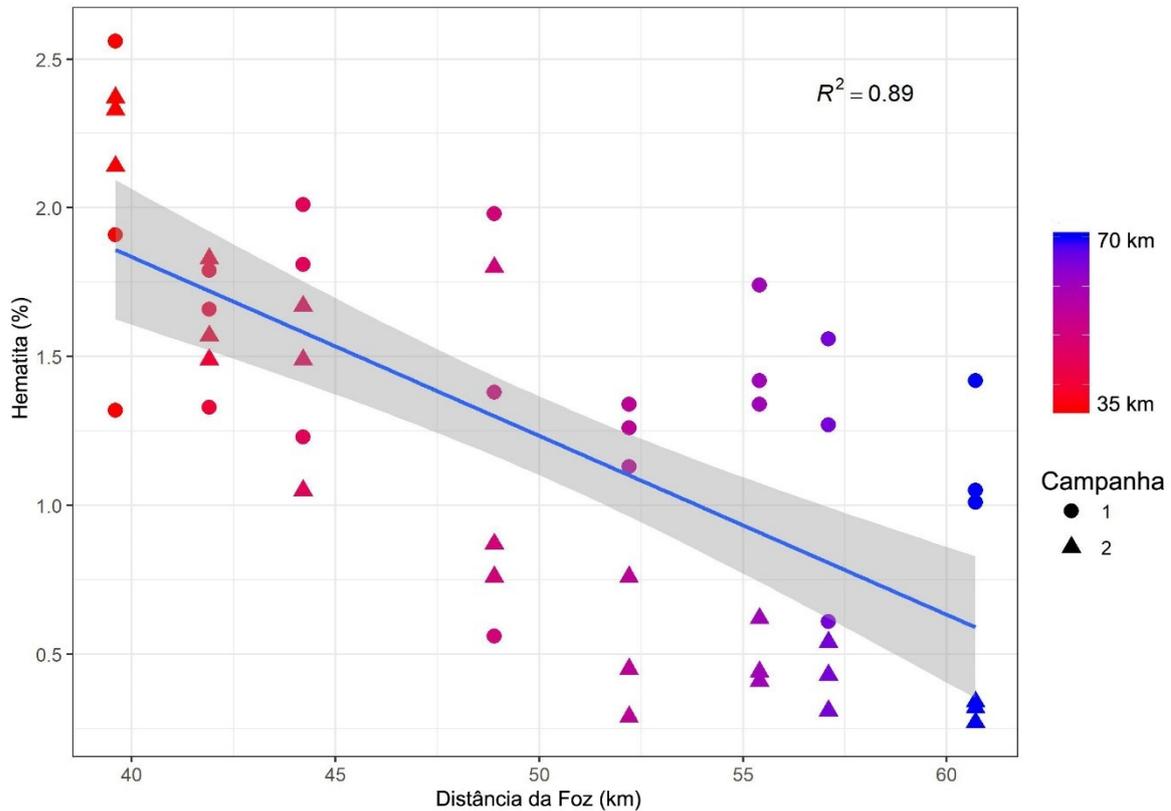
Figura 19: Mineralogia dos sedimentos coletados nos recifes adjacentes ao litoral na APA-REVIS (Área D). Campanhas de setembro de 2018 e janeiro de 2019 [indicada com "(2)"].



Fonte: Autoria própria.

O percentual de hematita no sedimento coletado nos recifes adjacentes ao litoral (APA-REVIS, Área D) foi inversamente relacionado à distância da Foz do Rio Doce (Figura 20). Esse efeito da distância sobre a concentração de hematita foi consistente nas duas campanhas (novembro de 2018 e fevereiro de 2019), apresentando variabilidade relativamente baixa. Assim como ressaltado acima, esse padrão pode estar relacionado tanto com baixa remobilização quanto com aporte continuado de rejeitos e contaminantes, alternativas a serem avaliadas mais adequadamente com os dados das próximas campanhas e, idealmente, estudos complementares. Também ressaltamos que outros projetos desenvolvidos no âmbito do PMBA estão dando atenção específica à contaminação da água e sedimentos em toda a área afetada pelo desastre, o que transcende o escopo do nosso trabalho com foco nos recifes e rodolitos.

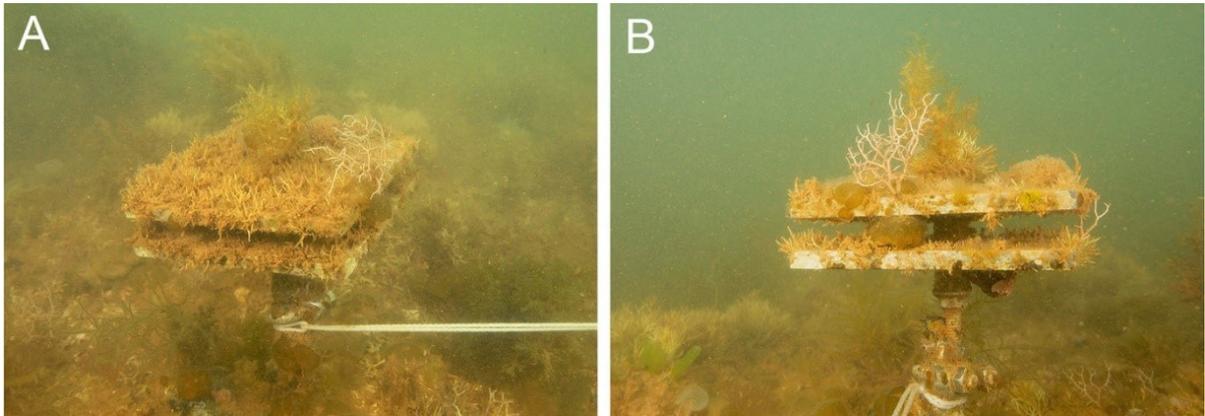
Figura 20: Regressão linear entre o percentual de hematita nos sedimentos dos recifes adjacentes ao litoral e a distância da Foz do Rio Doce. A correlação negativa significativa entre as variáveis ($R^2 = 0.89$) está representada pela linha de tendência azul e a faixa cinza representa o intervalo de confiança. Os pontos referentes à Campanha 1 (setembro 2018) se posicionaram, majoritariamente, acima da linha de tendência. Campanha 2: janeiro de 2019.



1.7 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE ASSENTADA NAS CAUS, MEDIÇÕES COM DATALOGGERS E ARMADILHAS DE SEDIMENTO

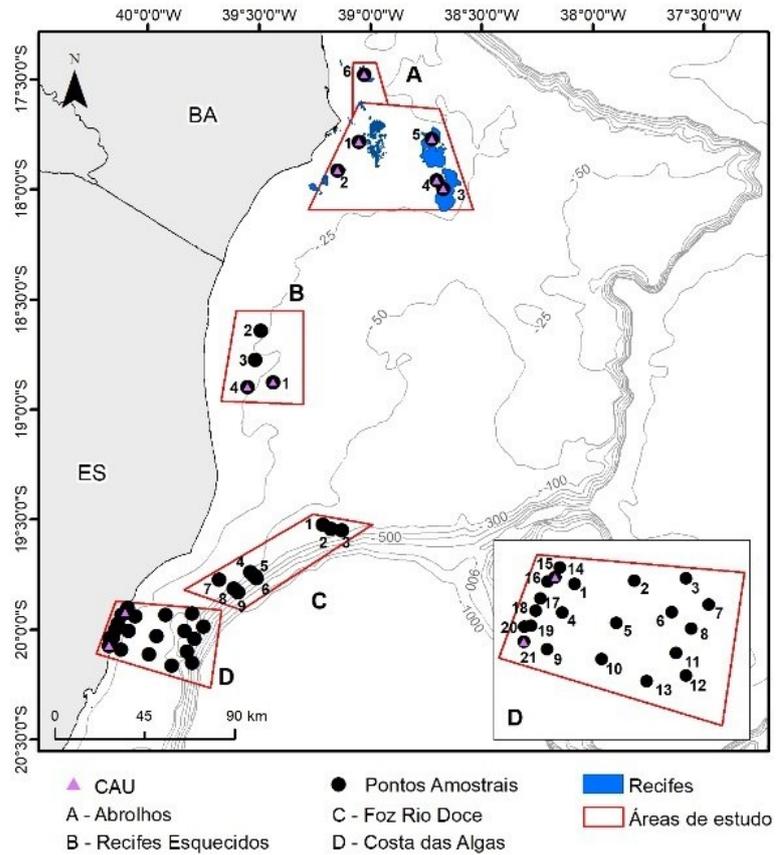
Conforme o Protocolo de Análises, os organismos assentados nas CAUs (*Calcification Accretion Units*) (Figura 21) e os dados dos dataloggers serão analisados após 12 meses *in situ*, juntamente como a caracterização do sedimento. Foram instaladas 55 CAUs e 22 *dataloggers* (Quadro 7, Figura 22, Figura 23 e Figura 24), e 15 armadilhas de sedimento (Figura 23 e Figura 24). As armadilhas de sedimento (3 réplicas por estação) serão amostradas em abril de 2019 e a cada trimestre subsequente.

Figura 21: Estruturas de colonização (CAUs) após quatro meses (estação D21).



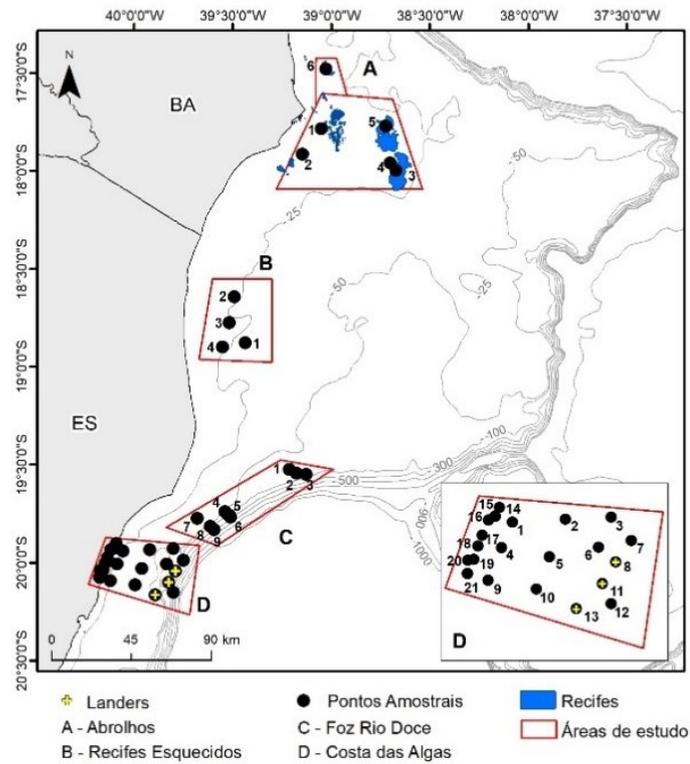
Fonte: Autoria própria.

Figura 22: Distribuição das CAUs nos recifes e bancos de rodolitos na malha amostral do projeto.



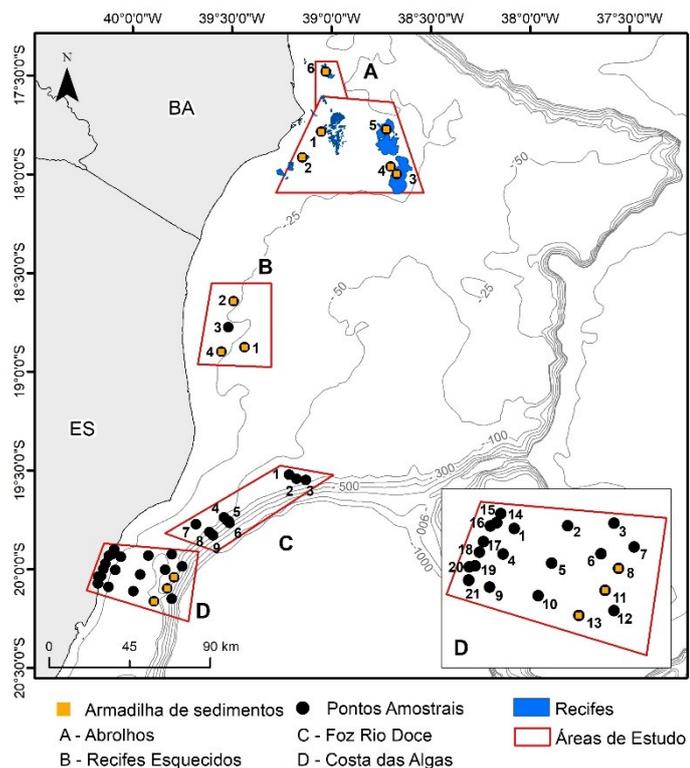
Fonte: Autoria própria.

Figura 23: Distribuição dos *landers* com CAUS e armadilhas de sedimento na malha amostral do projeto. As armadilhas na Área D estão instaladas em *landers*.



Fonte: Autoria própria.

Figura 24: Distribuição de armadilhas de sedimento na malha amostral do projeto. As armadilhas na Área D estão instaladas em *landers*.



Fonte: Autoria própria.

Quadro 7: CAUs e *dataloggers* instalados na malha do projeto.

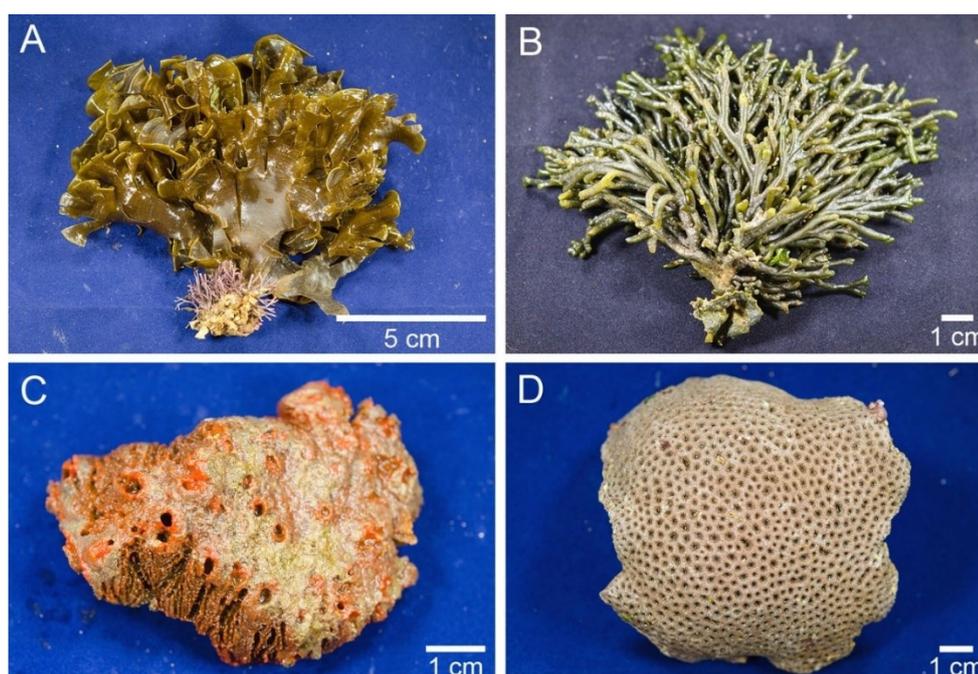
Área	Estação	CAUs (n)	<i>dataloggers</i> (n)	Data da instalação
"A"	A1	5	2	20/11/2018
	A3	5	2	22/11/2018
	A5	5	2	25/11/2018
	A6	5	2	26/11/2018
"B"	B1	5	2	27/11/2018
	B4	5	2	29/11/2018
"D"	D8	5	2	13/12/2018
	D11	5	2	
	D13	5	2	
	D15	5	2	29/09/2018
	D21	5	2	28/09/2018

Fonte: Autoria própria.

1.8 COLETA E PROCESSAMENTO DE AMOSTRAS PARA TOXICOLOGIA

Foram coletadas amostras para estudos toxicológicos no âmbito do Anexo 1 nas Área "C" e "D", nas Campanhas 1 e 2 (Figura 25), incluindo o coral *Siderastrea stellata*, as macroalgas *Padina gymnospora* e *Codium* sp., e a esponja marinha *Tedania ignis*, sendo que esses dois últimos taxa são conhecidos pela capacidade de acumular metais (Capon et al., 1993; Salgado et al., 2005; Laib & Legouchi, 2011; Batista et al., 2014).

Figura 25: Espécies coletadas para análises toxicológicas. A: *Padina gymnospora*. B: *Codium* sp. C: *Tedania ignis*. D: *Siderastrea stellata*. Fotos: F. Moraes.



Fonte: Autoria própria.

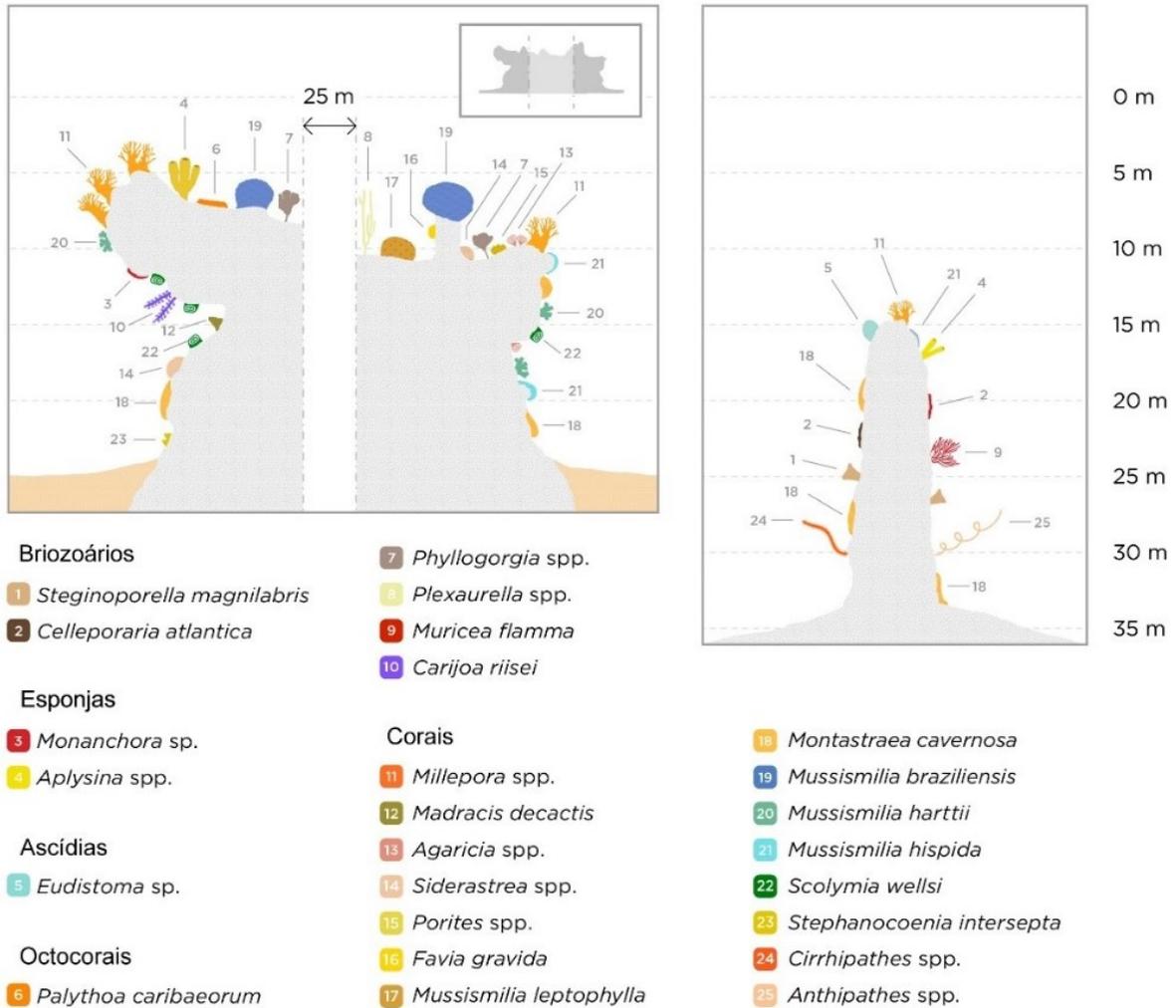
1.9 CARACTERIZAÇÃO DE COMUNIDADES RECIFAIS BENTÔNICAS

1.9.1 Amostragem quali-quantitativa com fotoquadrados nas Áreas A e B

Foram instaladas 190 parcelas fixas cobrindo 10 sítios com recifes coralíneos, distribuídos nas Áreas A (PARNAM e adjacências) e B (Recifes Esquecidos) (veja Figura 1). Essas parcelas foram amostradas na primeira campanha e estão sendo reamostradas na segunda campanha (abril de 2019). O processamento foi feito na plataforma CoralNET (Beijbon et al., 2012). A principal fonte de variação na estrutura da comunidade bêntica recifal é o habitat (topo e parede), uma vez que boa parte dos recifes da região possuem forma de pináculos (Figura 26) com topos expandidos lateralmente, os chamados “chapeirões” (Bastos et al., 2018). O sítio A4, no Arquipélago dos Abrolhos, é uma exceção notável com relação à essa morfologia peculiar, pois consiste num talude rochoso sobre o qual se desenvolvem corais esparsos ou recifes carbonáticos em franja. Ao nível dos sítios amostrais, a arquitetura ímpar dos pináculos condiciona um regime altamente contrastante de incidência de luz e outras forçantes oceanográficas.

Isolar essa fonte de variação, natural e preponderante, é fundamental para que se possa compreender a estrutura e a dinâmica das comunidades recifais (e.g. Francini-Filho et al. 2013; Ribeiro et al., 2019), inclusive no contexto da avaliação dos impactos do desastre sobre as áreas submetidas à pluma de turbidez (mais restrita) e dispersão de contaminantes dissolvidos na água do mar (mais ampla) (Bianchini, 2016).

Figura 26: Representação esquemática de um chapeirão, mostrando a forma cogumelar típica e a distribuição de alguns dos principais organismos.

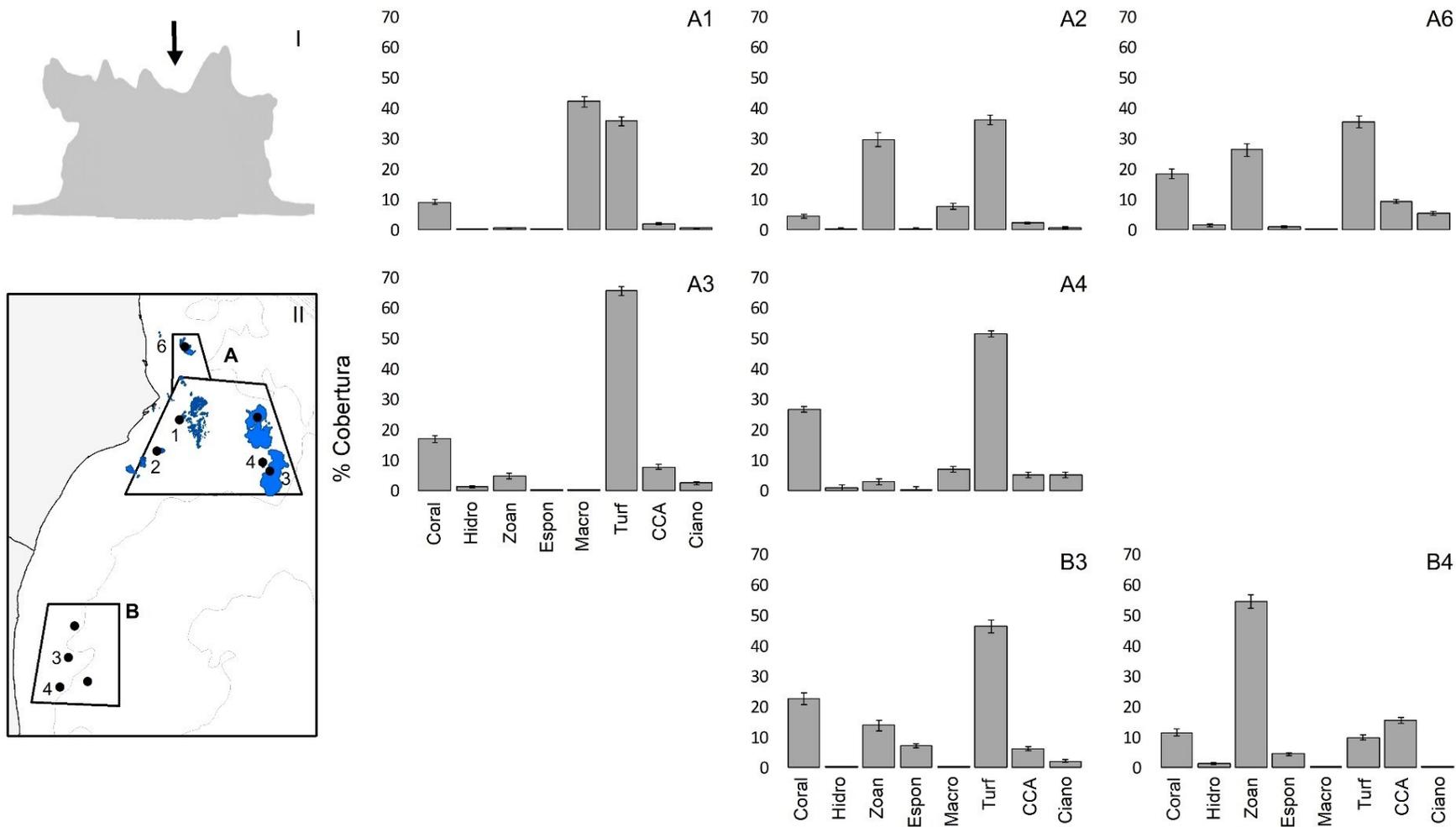


Fonte: Rede Abrolhos ©.

Destacaram-se, por recobrir a maior parte dos recifes (>95%), oito grupos de organismos: corais, hidrocorais, zoantídeos, esponjas, macroalgas, tufos (“turf”), algas calcárias incrustantes e cianobactérias (Figura 27 e Figura 28). O recobrimento por corais variou entre 5 a 28% dos topos (estações A2 e A4) (Figura 29) e entre 2 a 60 % das paredes (estações A3 e A2) (Figura 30). As principais espécies de corais estão apresentadas na Figura 30.

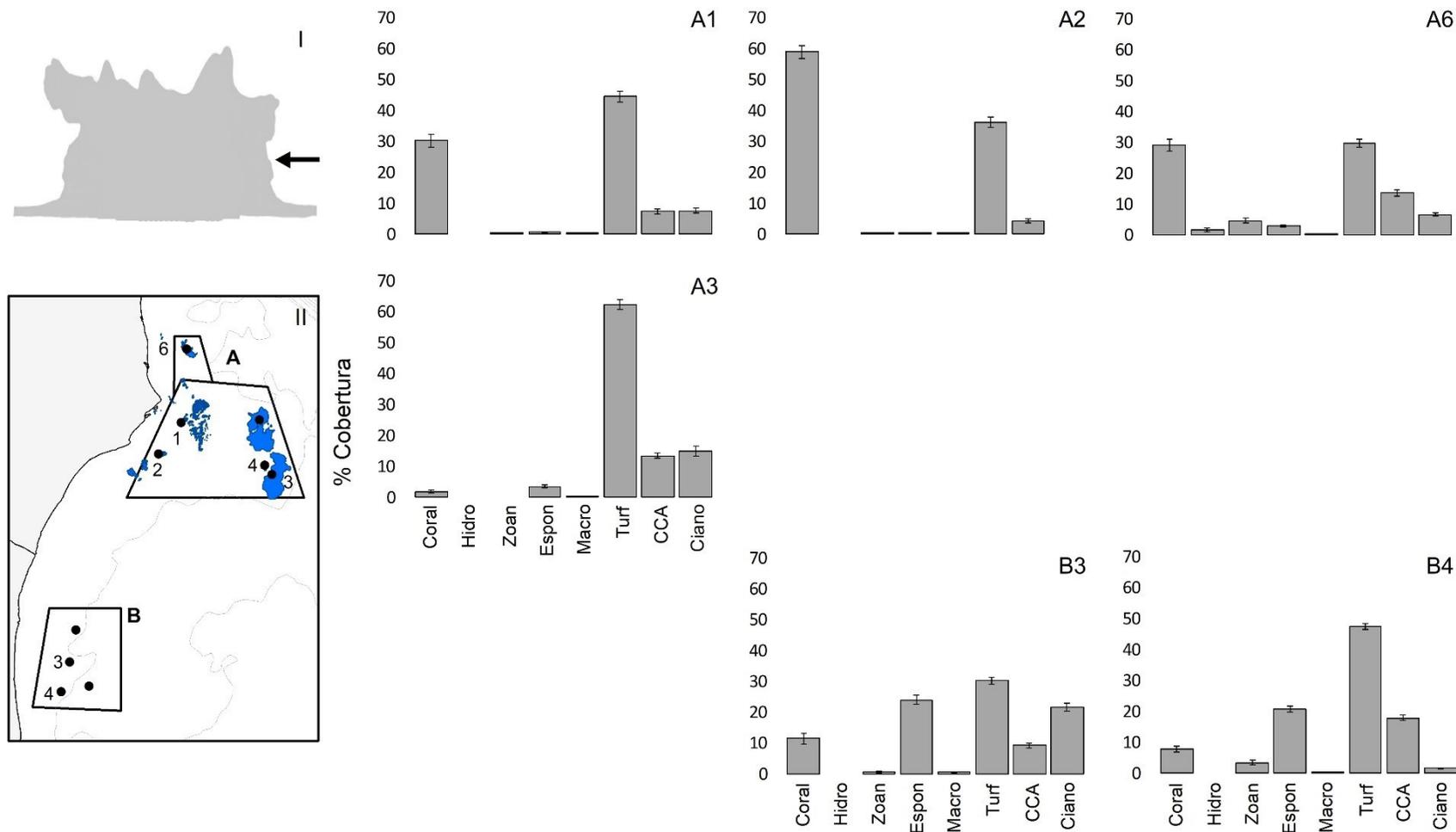
Figura 27: Estrutura da comunidade bentônica no topo dos recifes. *Inserts:* I) Estrutura de um chapeirão com indicação do topo. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul.

Coral = Corais escleractíneos; Hidro = hidrocorais; Zoan = zoantídeos; Espon = esponjas; Macro = macroalgas; Turf = tufos de algas; CCA = algas coralináceas incrustantes; Ciano = cianobactérias.



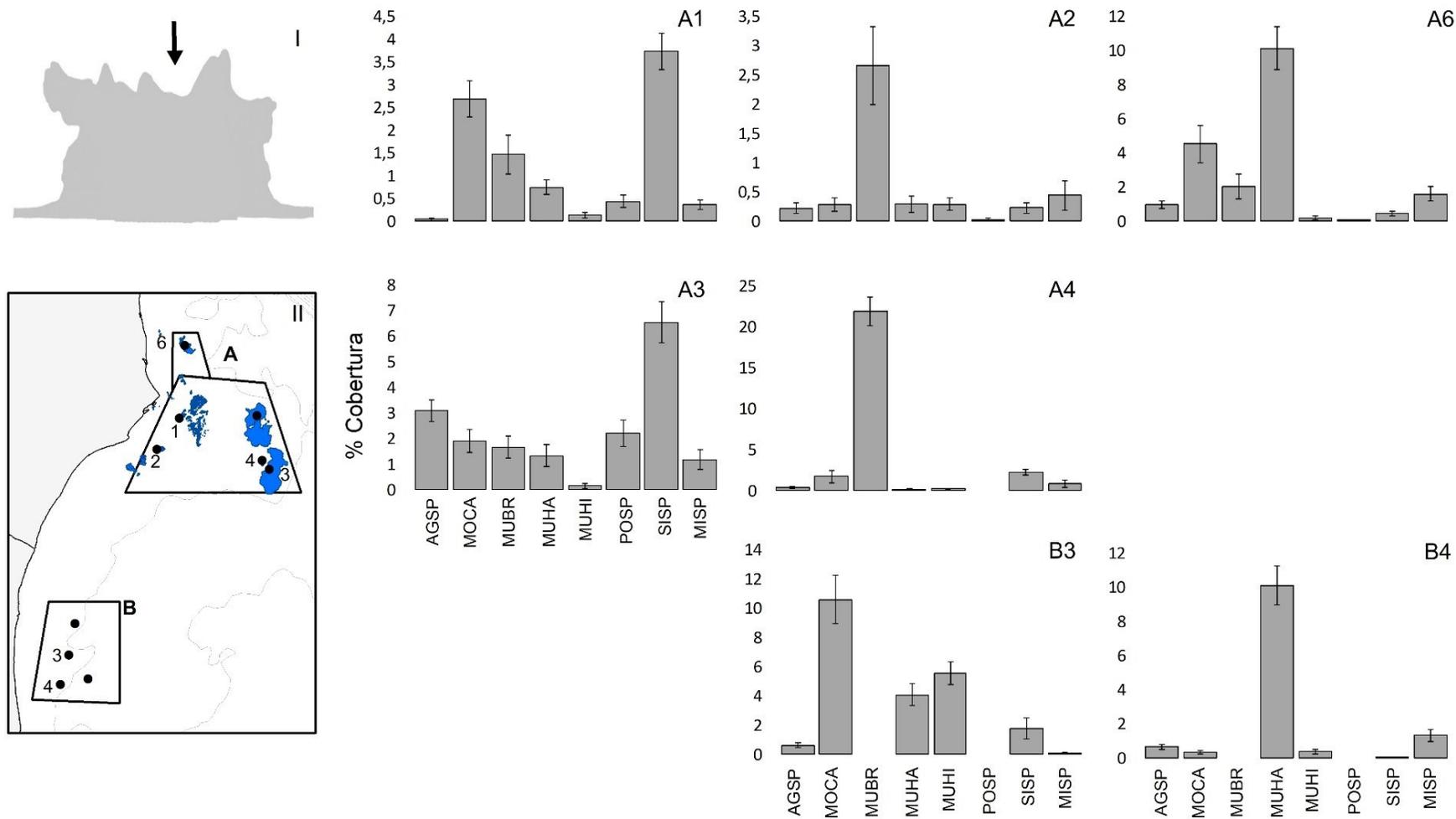
Fonte: Autoria própria.

Figura 28: Estrutura da comunidade bentônica na parede dos recifes. *Inserts:* I) Estrutura de um chapeirão com indicação da parede. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul. Coral = corais escleractíneos; Hidro = hidrocorais; Zoan = zoantídeos; Espon = esponjas; Macro = macroalgas; Turf = tufos de algas; CCA = alcas coralíneas incrustantes; Ciano = cianobactérias



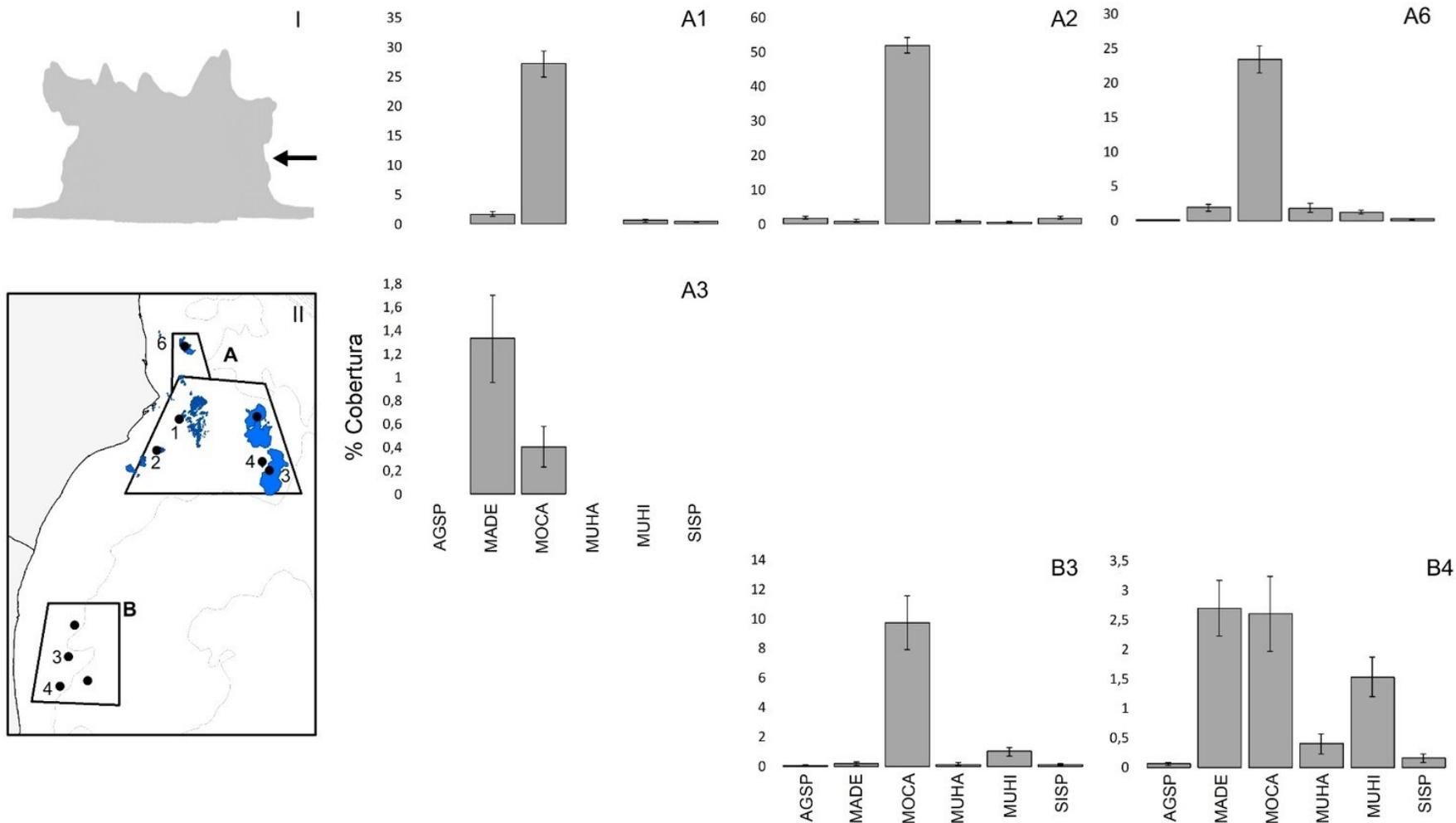
Fonte: Autoria própria.

Figura 29: Cobertura relativa das principais espécies de corais no topo dos recifes. *Inserts:* I) Estrutura de um chapeirão com indicação do topo. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul. AGSP = *Agaricia* spp.; MOCA = *Montastrea cavernosa*; MUBR = *Mussismilia braziliensis*; MUHA = *Mussismilia harttii*; MUHI = *Mussismilia hispida*; POSP = *Porites* spp.; SISP = *Siderastrea* spp.; MISP = *Millepora* spp.



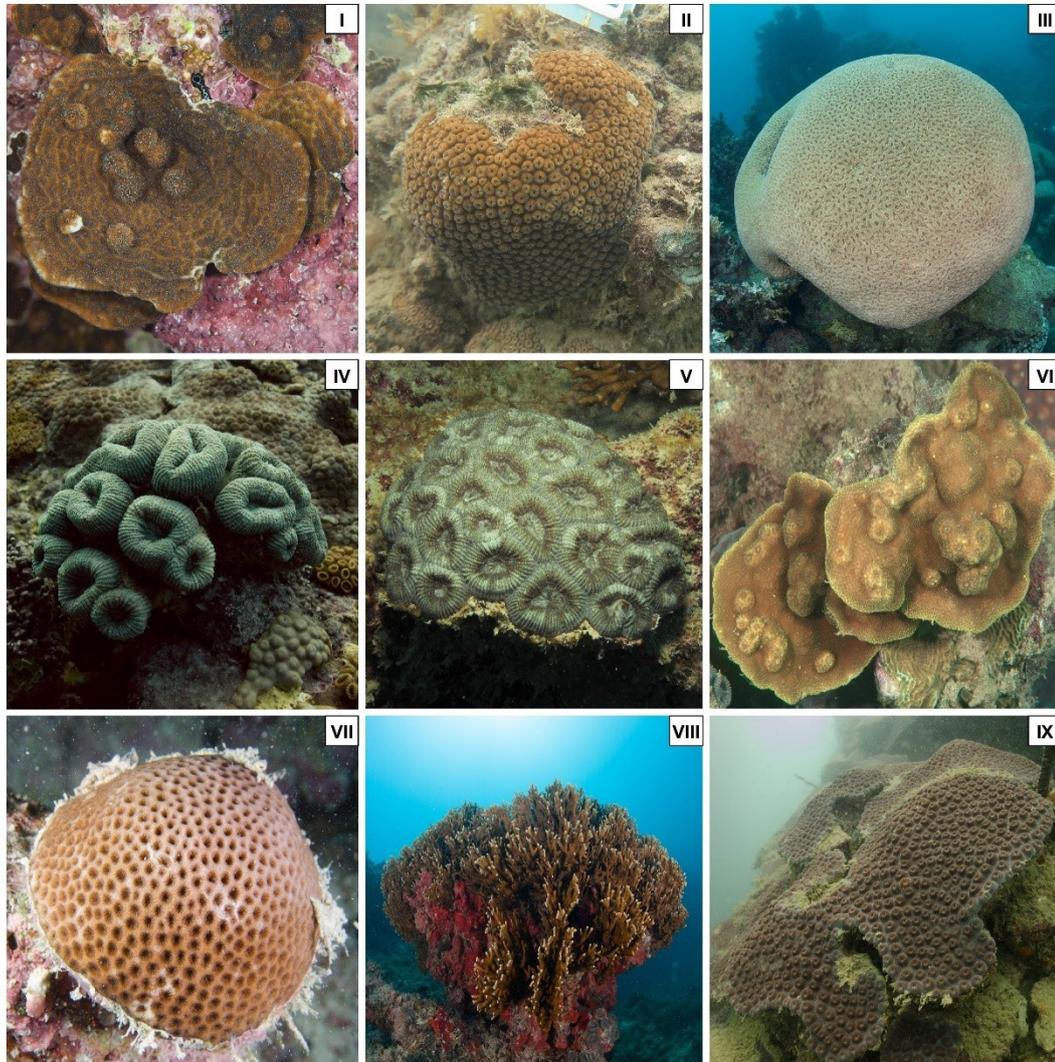
Fonte: Autoria própria.

Figura 30: Cobertura relativa das principais espécies de corais na parede dos recifes. Inserts: I) Estrutura de um chapeirão com indicação da parede. II) Malha amostral com os recifes emergentes mostrados em azul. AGSP = *Agaricia* spp.; MADE = *Madracis decactis*; MOCA = *Montastrea cavernosa*; MUHA = *Mussismilia harttii*; MUHI = *Mussismilia hispida*; SISP = *Siderastrea* spp.



Fonte: Autoria própria.

Figura 31: Principais espécies de corais na área de estudo. I) *Agaricia fragilis*. II) *Favia gravida*. III) *Mussismilia braziliensis*. IV) *Mussismilia harttii*. V) *Mussismilia hispida*. VI) *Porites astreoides*. VII) *Siderastrea* sp. VIII) *Millepora* sp. IX) *Montastrea cavernosa*.



Fonte: Autoria própria.

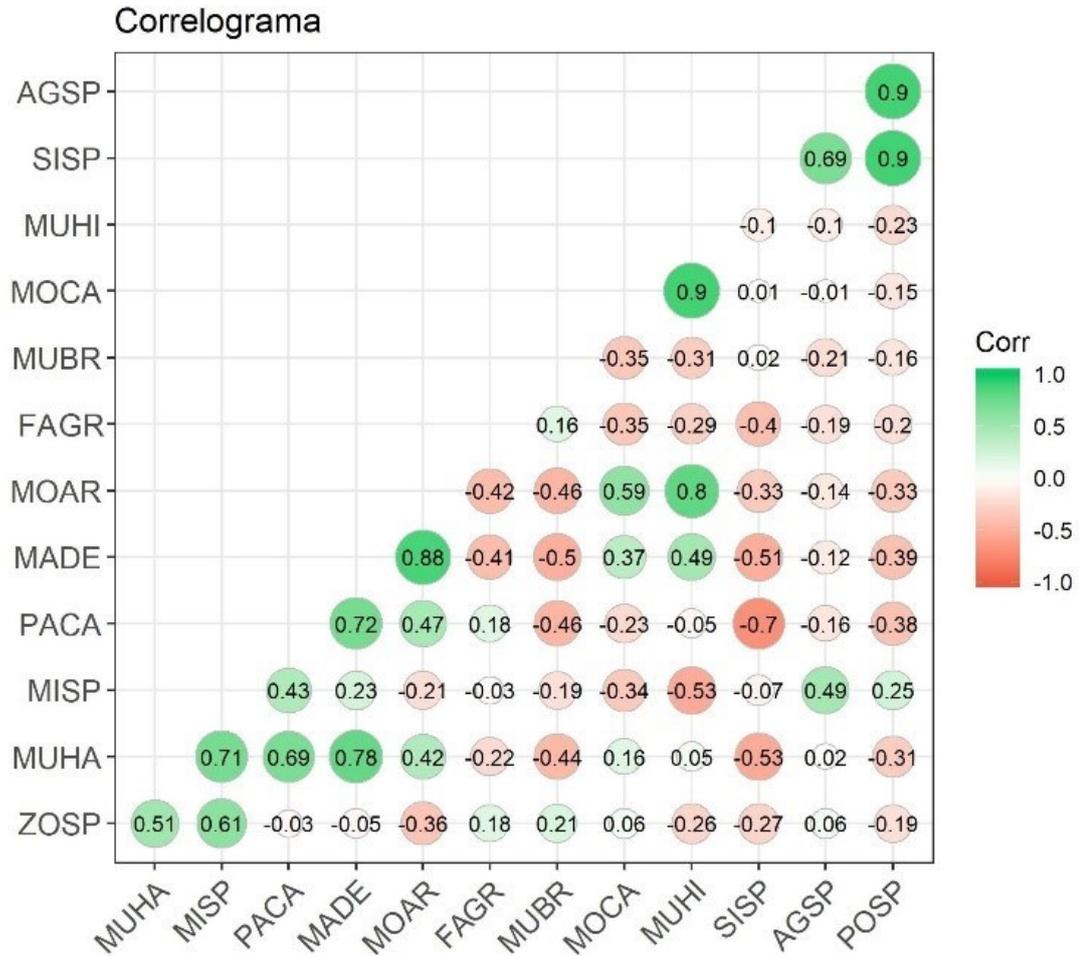
A estrutura da comunidade bêntica recifal foi avaliada através de ordenações por Componentes Principais (ACP) (Manly & Alberto, 2017), com o objetivo de reduzir a estrutura multivariada e multidimensional inerente a comunidades complexas a um número menor de dimensões, de forma que a relação entre as variáveis possa ser mais prontamente compreendida. Para cada habitat (topo e parede) foram produzidos: i) correlogramas mostrando a força e o sinal (+ ou -) da associação entre pares de variáveis (categorias de organismos), ii) mapas fatoriais com as distribuições das espécies em relação aos dois primeiros componentes principais (Dim 1 e 2) e a contribuição relativa de cada espécie ao componente principal (Dim 1), e iii) *biplots* com a superposição da contribuição de cada variável com as estações amostrais, também evidenciando associações (Figura 32 a Figura 35). Resumidamente, as variáveis correlacionadas com Dim 1 e Dim 2 são as mais importantes para explicar a variabilidade no conjunto de dados. Além disso, quanto mais próxima uma variável estiver do círculo de correlações (*insert A* dos painéis da Figura 33 e Figura 35), melhor terá sido sua representação e

mais importante foi sua contribuição, enquanto que variáveis mais próximas ao centro do gráfico foram menos importantes. Uma segunda rodada de ACPs foi conduzida incorporando-se as principais variáveis ambientais (Figura 36 e Figura 37), numa abordagem ainda preliminar detalhada mais adiante.

Para o topo dos recifes, o correlograma evidenciou associação significativa entre as variáveis (teste de Bartlett de esfericidade², $p < 2,2 \cdot 10^{-6}$) (Figura 32). A proporção da variância explicada por Dim 1 foi 34,5% enquanto a variância explicada por Dim 2 foi 23,9% (Figura 33). Dim 1 foi um eixo positivamente associado com zoantídeos (*Zoanthus* sp.) e hidrocorais (*Millepora* spp.) (Figura 33), altamente correlacionadas (veja Figura 32), e também com o coral de crescimento rápido (*weedy*) *F. grávida*, todas influentes nas comunidades dos recifes Sebastião Gomes (A2) e Timbebas (A6), no arco recifal costeiro da Área A. A contribuição do coral-cérebro *M. braziliensis* se destacou na estação A4 (Arquipélago e Parcel dos Abrolhos), no arco recifal externo da Área A, enquanto que as do coral *M. hartii* e do zoantídeo *P. caribaeorum* se destacaram na estação B4 (sul dos Recifes Esquecidos). Assim, a primeira componente indicou afinidade entre estações com comunidades de topo estruturadas preponderantemente por *M. braziliensis*, *F. grávida*, hidrocorais e zoantídeos (Figura 33) O quadrante direito inferior, associado aos corais *M. decactis* e *M. hispida* e à esponja *M. arbuscula*, abrange a estação B3, enquanto o quadrante direito superior, associado a *P. caribaeorum* e *M. hartii*, abrange a estação B4. Essas duas estações (B3 e B4) correspondem aos Recifes Esquecidos, onde *M. braziliensis*, coral típico da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), não foi registrado. Dim 2 foi associado negativamente com *M. hispida* e *Siderastrea* spp., e sintetiza um gradiente latitudinal na estrutura das comunidades recifais, com uma transição entre topos de recifes com maior importância de *Siderastrea* spp., *Porites* spp., *Agaricia* spp., *M. braziliensis* e *F. grávida* (Área A) para comunidades com maior abundância relativa de *Madracis* sp., *M. arbuscula*, *P. caribaeorum*, *M. hartii*, *M. cavernosa* e *M. hispida* (Área B).

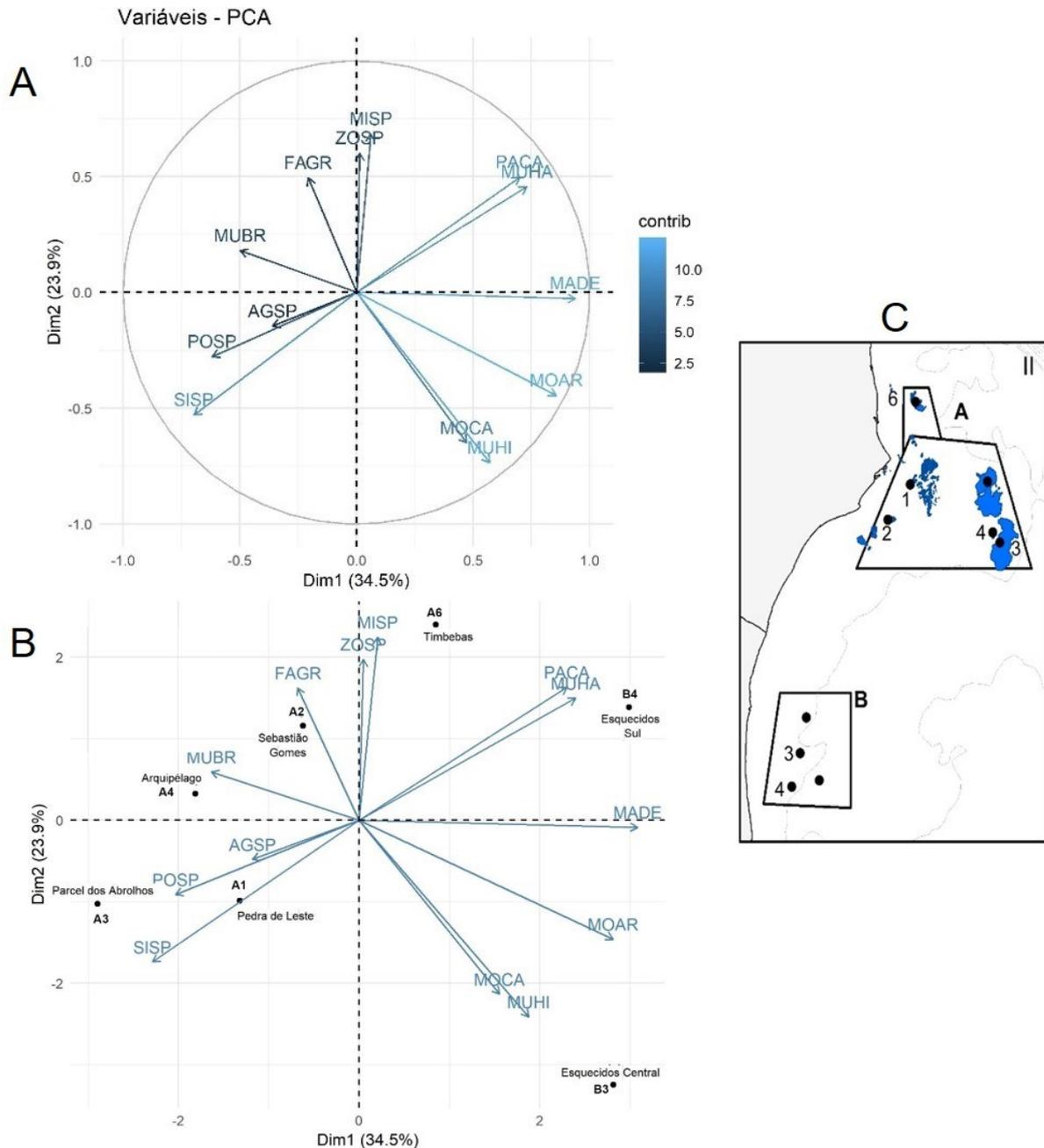
² H0: matriz de correlação = matriz identidade

Figura 32: Correlograma com dados de cobertura dos topos dos recifes. Primeira Campanha. AGSP = *Agaricia* spp.; FAGR = *Favia gravida*; MADE = *Madracis decactis*; MISP = *Millepora* spp.; MOAR = *Monanchora arbuscula*; MOCA = *Montastrea cavernosa*; MUBR = *Mussismilia braziliensis*; MUHA = *Mussismilia harttii*; MUHI = *Mussismilia hispida*; PACA = *Palythoa caribaeorum*; POSP = *Porites* spp.; SISP = *Siderastrea* spp.; ZOSP = *Zoanthus* spp.



Fonte: Autoria própria.

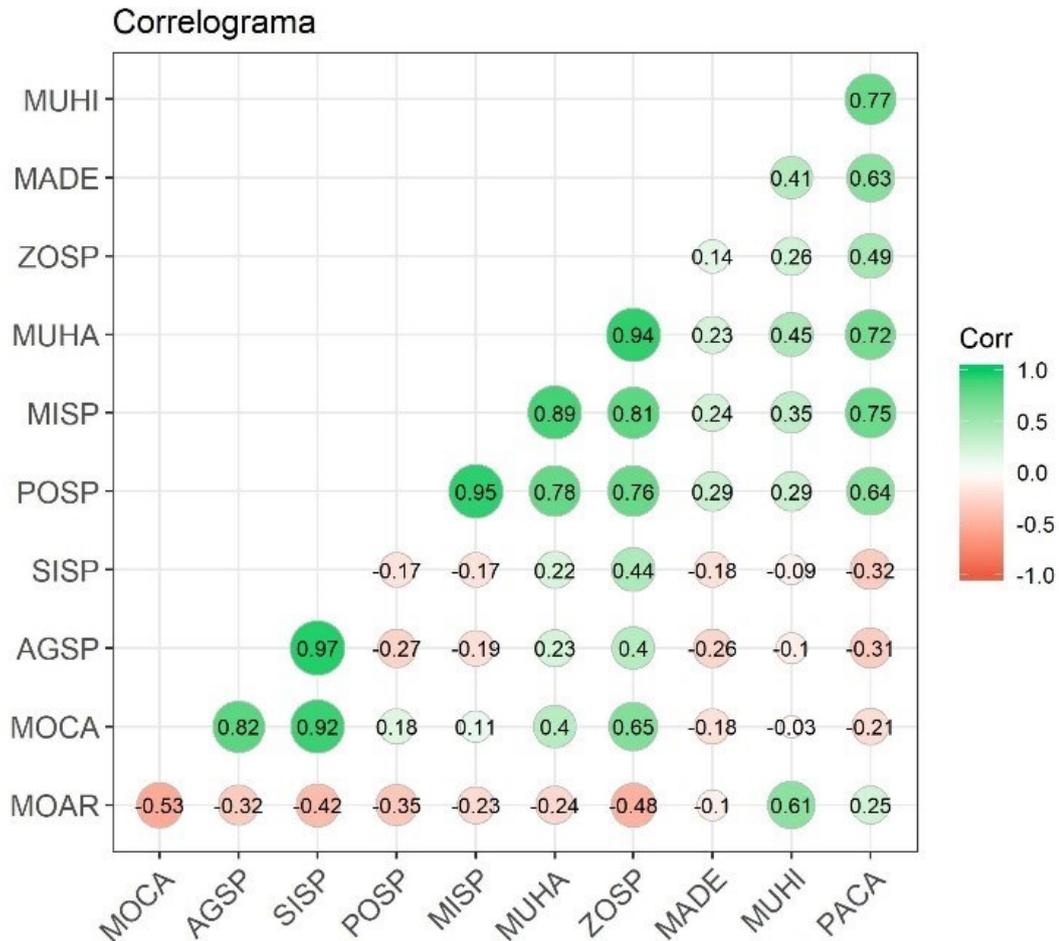
Figura 33: Análise de Componentes Principais com dados de cobertura dos topos dos recifes. Primeira Campanha. AGSP=Agaricia spp.; FAGR=F. grávida; MADE=M. decactis; MISP=Millepora spp.; MOAR=M. arbuscula; MOCA=M. cavernosa; MUBR=M. braziliensis; MUHA = M. harttii; MUHI=M. hispida; PACA=P. caribaeorum; POSP=Porites spp.; SISP=Siderastrea spp.; ZOSP= Zoanthus spp. No painel superior (A) a importância de cada variável está representada por um gradiente de cor e no painel inferior (B) também estão sobrepostas as posições dos sítios no diagrama de ordenação (veja insert C).



Fonte: Autoria própria.

Para as paredes, cujas análises não incluíram a estação A1 (Arquipélago dos Abrolhos) em função de sua topografia ímpar (talude raso e mais plano), o correlograma (Figura 34) evidenciou associações significativas entre as variáveis (teste de Bartlett de esfericidade $p < 2,2 \cdot 10^{-6}$).

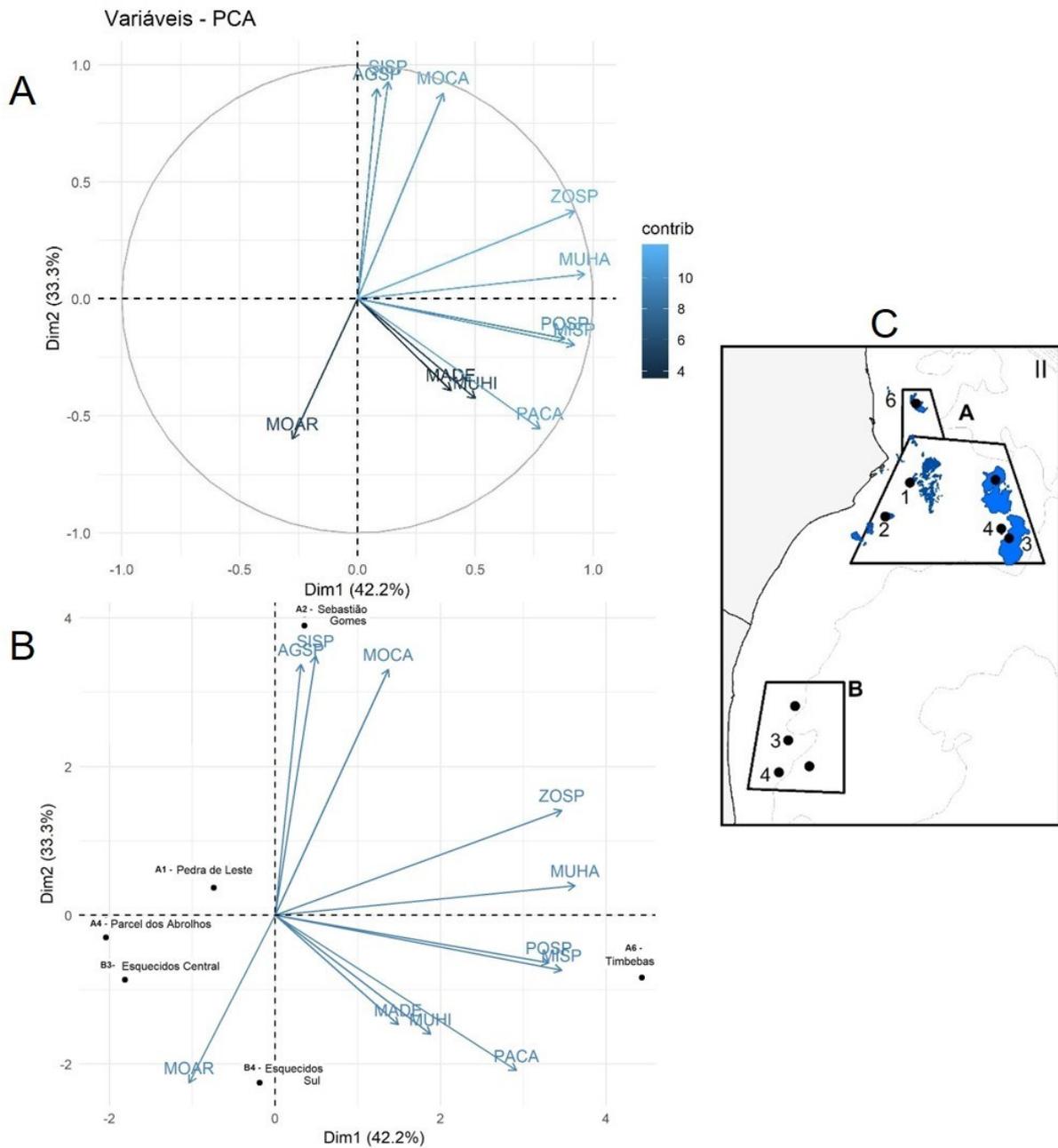
Figura 34: Correlograma com dados de cobertura das paredes dos recifes. Primeira Campanha. AGSP = *Agaricia* spp.; FAGR = *Favia* gravida; MADE = *Madracis* decactis; MISP = *Millepora* spp.; MOAR = *Monanchora* arbuscula; MOCA = *Montastrea* cavernosa; MUHA = *Mussismila hartii*; MUHI = *Mussismila hispida*; PACA = *Palythoa caribaeorum*; POSP = *Porites* spp.; SISP = *Siderastrea* spp.; ZOSP = *Zoanthus* spp.



Fonte: Autoria própria.

O primeiro eixo da PCA (Dim 1) composta com os dados das paredes foi positivamente associado aos zoantídeos *Zoanthus* spp. e *P. caribaeorum*, e também a alguns corais, principalmente *M. hartii* (Figura 31). O segundo eixo (Dim 2) parece corresponder a um gradiente de profundidade, de A2 (Sebastião Gomes, a estação mais rasa) a B4 (Esquecidos Sul, a mais funda), e também associado à disponibilidade de luz, como revela a posição da estação com recifes com paredes muito sombreadas (A4, Parcel dos Abrolhos) (Figura 33). Dim 2 foi positivamente associado com *M. cavernosa*, o coral com maior cobertura nas paredes da região (veja Figura 28 e Figura 30) e típico de condições mesofóticas, bem como com outros corais, especialmente *Agaricia* spp.

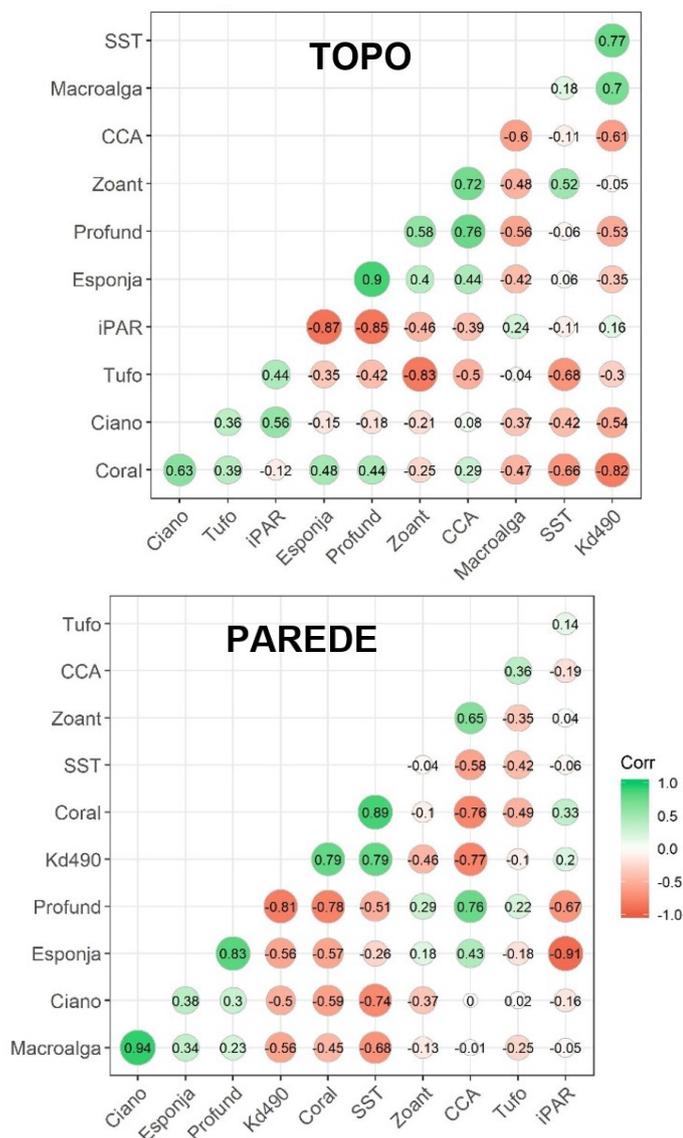
Figura 35: Análise de Componentes Principais com dados de cobertura das paredes dos recifes. Primeira Campanha. AGSP=*Agaricia* spp.; FAGR=*F. gravida*; MADE=*M. decactis*; MISP=*Millepora* spp.; MOAR=*M. arbuscula*; MOCA=*M. cavernosa*; MUBR=*M. braziliensis*; MUHA = *M. harttii*; MUHI=*M. hispida*; PACA=*P. caribaeorum*; POSP=*Porites* spp.; SISP=*Siderastrea* spp.; ZOSP= *Zoanthus* spp. No painel superior (A) a importância de cada variável está representada por um gradiente de cor e no painel inferior (B) também estão sobrepostas as posições dos sítios no diagrama de ordenação (veja insert C).



Uma segunda rodada de ordenações com Análises de Componentes Principais (ACP) (Manly & Alberto, 2016) foi conduzida com incorporação das principais variáveis ambientais obtidas até o momento (Figura 36 e Figura 37), também separadamente para topos e paredes. Além da profundidade de cada estação foram incorporadas médias mensais (dezembro de 2018) das seguintes variáveis obtidas por sensoriamento remoto, para cada estação: radiação fotossinteticamente ativa (iPAR), coeficiente de

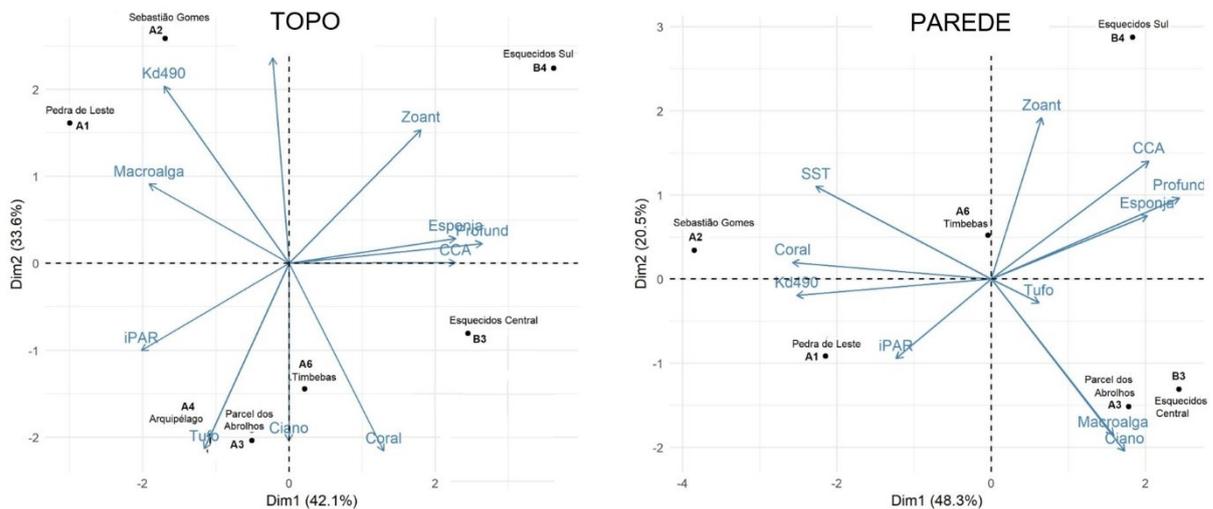
atenuação difusa da luz em 490 nm (Kd490, equivalente à turbidez) e temperatura da superfície do mar (SST). As Figura 38 a Figura 40 mostram projeções, em escala regional, dessas variáveis, em dezembro de 2018. A incorporação de outras variáveis ambientais nas análises de comunidades bentônicas recifais ocorrerá na medida em que mais dados forem adquiridos in situ ou compilados de bases de dados, da literatura, e/ou compartilhados por outros projetos inseridos no PMBA. Além disso, ressaltamos que as análises das associações entre as comunidades recifais e as variáveis ambientais são preliminares, baseadas em dados coligidos apenas no verão. A baixa turbidez associada às estações da Área B (Recifes Esquecidos) é um, dentre vários exemplos, que podem corresponder a artifícios sazonais.

Figura 36: Correlogramas com dados de cobertura dos topos (ESQUERDA) e paredes (DIREITA) dos recifes, e variáveis ambientais. Primeira Campanha. Ciano=Cianobactérias; CCA=Algas coralináceas incrustantes; Coral=Coraís escleractíneos; iPAR=Radiação Fotossinteticamente Ativa; Kd490=coeficiente de atenuação da luz; Profund=Profundidade; SST=Temperatura de Superfície do Mar; Zoant=Zoantídeos.



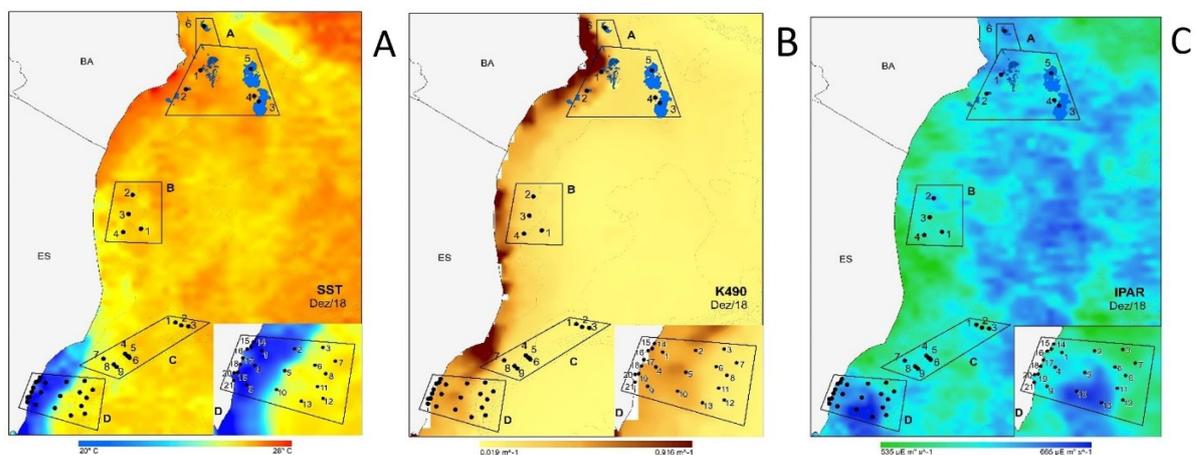
Fonte: Autoria própria.

Figura 37: Análise de Componentes Principais com superposição da contribuição dos organismos e variáveis ambientais e da posição relativa das estações. ESQUERDA: topo. DIREITA: parede. Ciano=Cianobactérias; CCA=Algas coralíneas incrustantes; iPAR = Radiação Fotossinteticamente Ativa; Kd490 = coeficiente de atenuação; Profund = Profundidade; SST = Temperatura de Superfície do Mar; Zoant = Zoantídeos.



Fonte: Autoria própria.

Figura 38: Variáveis ambientais obtidas por sensoriamento remoto e utilizadas nas Análises de Componentes Principais: A: Temperatura da superfície do mar (SST, dados da plataforma PODAAC-Physical Oceanography Distributed Active Archive Center), B: Atenuação da luz (K490) e C: Radiação fotossinteticamente ativa (iPAR, dados da plataforma ERDDAP- Easier Access to Scientific Data). Dezembro de 2018 (verão)



Fonte: <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>

Embora os resultados apresentados até aqui sejam derivados de uma fotografia (*snapshot*) do estado das comunidades e das variáveis ambientais no verão de 2018, está claro que as comunidades recifais apresentaram variação espacial associada à profundidade e latitude, e também ao regime de disponibilidade de luz. Os gradientes associados à profundidade e latitude são consonantes, uma vez que a profundidade média das estações da Área A (PARNAM e recifes adjacentes) é menor do que aquelas da Área B (Recifes Esquecidos).

O regime de luz ao qual essas estações estão submetidas parece contribuir para a estruturação convergente das comunidades em locais geograficamente distintos, nas Áreas A e B. No entanto,

ressalta-se que a incidência luminosa no fundo é controlada por diversos mecanismos (e.g. turbidez e morfologia do recife), inclusive forçantes que ainda não foram acessadas (e.g. deposição de sedimentos, temperatura, nutrientes).

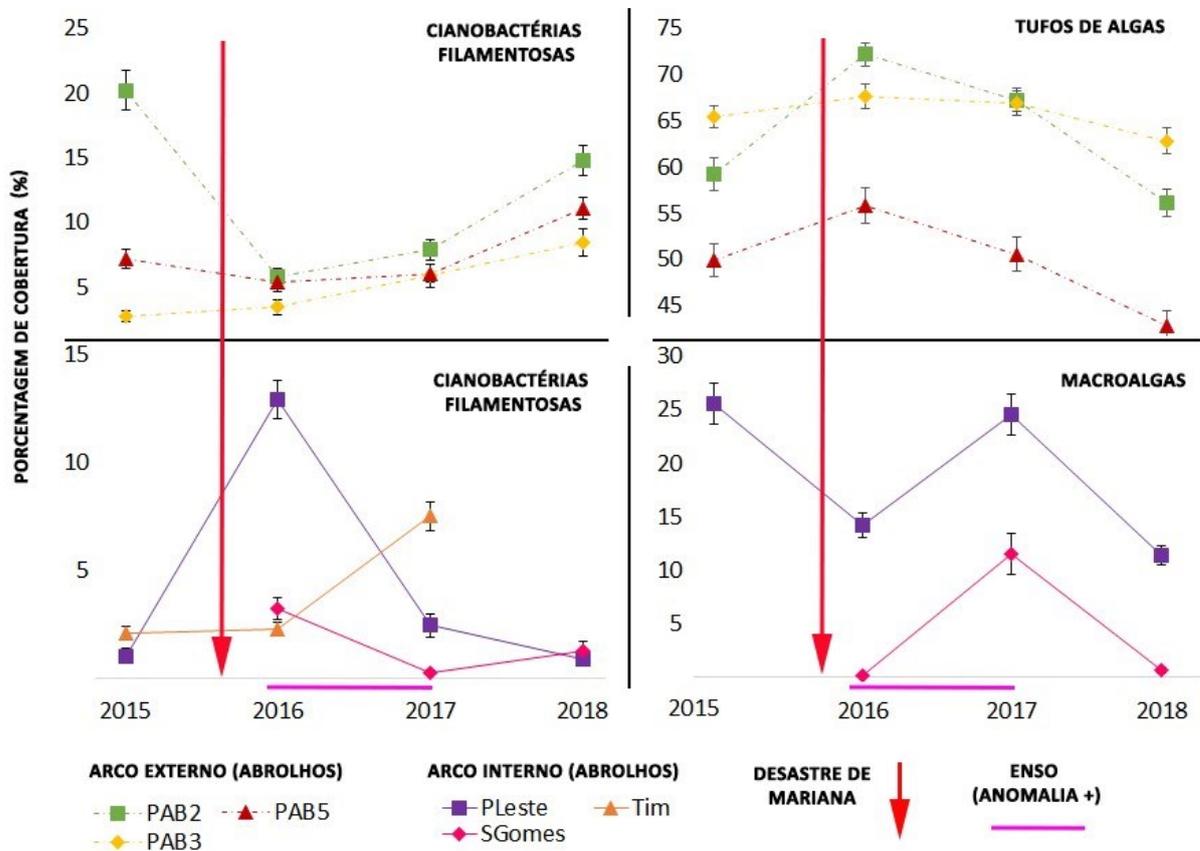
Com esse panorama inicial, que representa o primeiro *baseline* robusto para a área afetada, é necessário considerar dois aspectos fundamentais no que tange aos demais objetivos do projeto. O primeiro diz respeito à influência da turbidez, relacionada a forçantes naturais (e.g. fácies sedimentares, profundidade, geomorfologia, turbulência) e antropogênicas, essas últimas podendo ser crônicas (e.g. degradação da zona costeira e bacias hidrográficas) e agudas (e.g. dragagens, construção e rompimento de barragens) e, em ambas situações, podem estar associadas a efeitos insidiosos de contaminantes dissolvidos na água do mar (e.g. metais pesados, agrotóxicos). Apesar dessa complexidade, os resultados preliminares demonstram, de forma inequívoca, que a pluma oriunda do desastre pode ter influência direta em curto prazo (sombreamento, deposição de sedimentos alóctones em taxas anômalas), ou influência indireta em médio-longo prazo (aumento da turbidez, contaminação com efeito seletivo positivo ou negativo sobre determinados grupos). O segundo aspecto a ressaltar diz respeito ao delineamento e estratégia amostral adotados pelo projeto para avaliar a estrutura das comunidades recifais bentônicas, com uso de parcelas fixas, cuja ênfase está em detectar mudanças temporais. Mesmo compreendendo um esforço amostral sem precedentes em estudos sobre comunidades recifais no Brasil (190 parcelas), a detecção de padrões espaciais na variação da estrutura das comunidades com uso de fotoquadrados fixos aleatoriamente distribuídos na superfície do recife (em T0), embora possível e pertinente, sofre em função da heterogeneidade espacial dos ambientes recifais. Trata-se de um *tradeoff* inerente à alta resolução dos dados (sub-centimétrica) no sentido de detectar, acuradamente, mudanças na cobertura do fundo por organismos que crescem em taxas anuais sub-centimétricas, com baixa contaminação pela heterogeneidade espacial.

Tendências em contrastes do tipo *BEFORE-AFTER* (2015-2018) usando dados de cobertura de organismos abundantes (veja Figura 27 a Figura 30) e importantes na estruturação das comunidades (veja Figura 32 a Figura 37), estão sintetizadas na

Figura 39. Novos dados temporais deverão ser gradualmente incorporados ao longo da execução do projeto, mas já é evidente que, após o desastre, houve mudança no regime de dominância por cianobactérias filamentosas, com aumento contínuo e significativo na cobertura desse grupo (o qual antagoniza corais, q.v. Ribeiro et al., 2018) em todas as estações do arco recifal externo da Área A (PARNAM), bem como oscilações, em diferentes direções, nas estações do arco interno. Evidentemente, não se pode atribuir essas tendências, direta e exclusivamente ao desastre, inclusive porque entre 2016 e 2017 foi registrada uma expressiva anomalia térmica positiva em escala regional (Teixeira et al., 2019). Não obstante, também não há como rejeitar a hipótese de que houve interação da anomalia térmica positiva com o desastre, cuja magnitude será avaliada ao longo da execução do projeto. Tufos de algas (*turf*) apresentaram aumento consistente no arco recifal externo entre 2015 (antes do desastre) e 2016 (depois), com redução contínua após 2016 até níveis anteriores ao desastre. No arco interno, apenas a estação Pedra de Leste (A1) teve dados pré-desastre adquiridos e

processados, tendo sido observada oscilação análoga à do *turf*, com queda após o desastre, aumento entre 2016 e 2017, e nova queda a partir de 2017. Novamente, a associação direta dessas tendências ao desastre não é possível, e a avaliação da magnitude de possíveis interações entre o desastre, a anomalia térmica de 2016 e 2017 e outras forçantes ambientais, será avaliada ao longo da execução do projeto.

Figura 39: Análise temporal dos dados de cobertura de organismos fotossintetizantes bentônicos de crescimento rápido (Macroalgas, cianobactérias filamentosas e tufos). As barras pretas indicam o Erro Padrão no entorno das médias. PAB= Parcel dos Abrolhos, PLeste= Pedra de Leste, SGomes= Sebastião Gomes, Tim= Timbebas. As setas vermelhas indicam o desastre e a barra horizontal rosa indica o período com forte anomalia térmica positiva.



Fonte: Autoria própria.

1.9.2 Avaliação da condição fisiológica de corais e caracterização de simbiontes

O estado fisiológico de corais nas Áreas A e B (Abrolhos e Recifes Esquecidos) foi avaliado sob a perspectiva dos simbiontes fotossintetizantes (zooxantelas) que ocupam espaço intracelular na gastroderme desses e de outros hospedeiros (e.g. zoantídeos). Os parâmetros fotossintéticos foram adquiridos *in situ* com uso da técnica de iluminação com pulso de luz de amplitude modulada (PAM- *Pulse-Amplitude-Modulation*), para avaliação da eficiência fotossintética (Schreibert 2004). Essa técnica foi consorciada com coletas para quantificação e caracterização morfo-fisiológica das zooxantelas. Essas microalgas (dinoflagelados) convertem energia eletromagnética em energia química nos cloroplastos, organelas que abrigam um conjunto de fotossistemas (aparato fotossintético) compostos por coletores de luz e centros de reação. Trata-se de reações responsáveis pela fixação de

compostos inorgânicos (e.g. CO₂, NO₃⁻ e NH₄⁺) em compostos orgânicos. A fluorometria com PAM é uma alternativa não destrutiva para acessar a saúde do coral através de indicadores do estado do aparato fotossintético, que, por sua vez, reflete a condição fisiológica dos simbiontes e alterações provocadas por estresses hiposalinos (Jones & Kerswell, 2003), sedimentação (Philipp & Fabricius, 2003), anomalias térmicas (Fitt et al., 2001), e exposição aguda a metais e herbicidas (Jones, 2004; Jones & Kerswell, 2003).

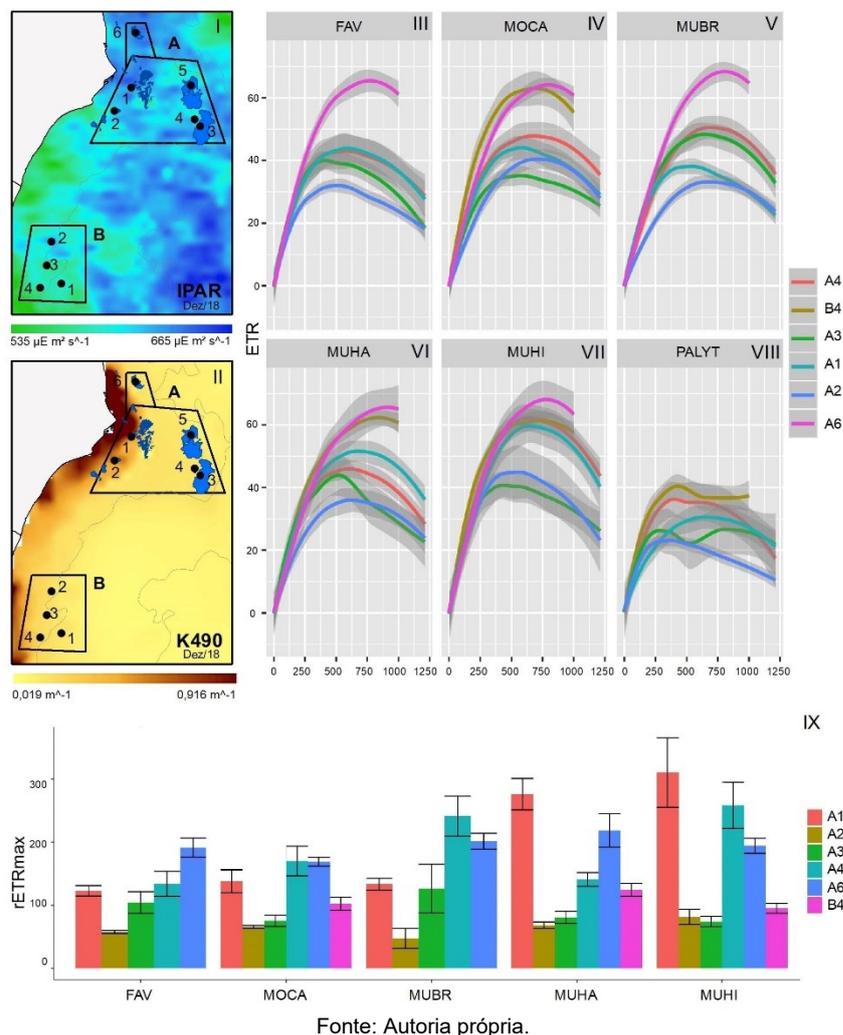
A taxa de transporte de elétrons (ETR- *Electron Transport Rate*) é uma medida aproximada do fluxo total de energia transferida por meio das cadeias transportadoras de elétrons para as reações de fixação dos compostos orgânicos, sendo utilizada como indicador da atividade fotossintética instantânea. O valor de ETR correspondente à irradiância mínima saturante e é chamado de taxa relativa máxima de transporte elétrons (rETRmax), que equivale à capacidade fotossintética máxima do fotossistema. Como todo sistema de conversão energética, os fotossistemas estão sujeitos a sobrecarga (e.g. excesso de irradiância), resultando primeiramente na fotoinibição e, em situações de exposição crônica, na fotodegradação do Fotossistema II e cessamento da fixação de carbono. Da mesma forma, proteínas estruturais e enzimas carreadoras do aparato fotossintético são sensíveis à termodegradação, limitação de nutrientes, e efeitos secundários pelo acúmulo de espécies reativas de oxigênio geradas por estresse oxidativo (Fitt et al., 2001; Woodley et al., 2016). Ao submeter a amostra a irradiâncias crescentes durante curvas rápidas de luz (RLC-*Rapid Light Curves*), os valores de ETR aumentam desde a região limitada pela luz até um platô que corresponde à saturação da cadeia transportadora de elétrons, seguidos por declínio. Em situações de estresse fisiológico é esperado um comportamento errático da curva, relacionado ao comprometimento dos mecanismos de fotoproteção, envolvendo a dissipação do excesso de energia e degradação estrutural do aparato fotossintético. Em termos gerais, e considerando a capacidade de fotoaclimação dos fotossintetizantes, o comportamento das curvas ETR X PAR, bem como os valores de rETRmax, também refletem aclimação a diferentes regimes de luz.

As curvas registradas correspondem a aparatos fotossintéticos saudáveis, com exceção do zoantídeo *P. caribaeorum* (Figura 40). A atividade fotossintética (ETR e rETRmax) dos corais foi superior na estação A6 (Recife das Timbebas), um sítio raso com alta irradiância e com o menor coeficiente de atenuação da luz dentre os sítios costeiros. Os resultados apontam para uma capacidade fotossintética superior (atividade intensa da enzima Rubisco), podendo ser atribuído à aclimação das espécies que habitam esse recife. No sítio A1 (Pedra de Leste), a fotobiologia da comunidade coralínea possui um perfil similar ao anterior. Em contraste, a atividade fotossintética dos corais foi reduzida em A2 (Sebastião Gomes), o que condiz com um ambiente de baixa irradiância, alta turbidez e sedimentação, e intrusão periódica de plumas riverinas. Os sítios mais afastados da costa, A3 e A4 (Parcel e Arquipélago dos Abrolhos), são caracterizados por uma menor atenuação vertical da luz (maior irradiância disponível aos fotossintetizantes) em relação aos sítios costeiros. Nesses sítios, os mecanismos de fotoproteção e dissipação da energia parecem ser mais atuantes para evitar fotoinibição e degradação do fotossistema, e é esperada redução na atividade fotossintética, uma vez

que não há necessidade de investimento energético em eficiência (i.e., taxas fotossintéticas menores são suficientes para suprir as demandas do holobionte).

Embora não tenham sido detectadas alterações diretamente relacionáveis ao desastre, as medidas fotobiológicas a serem tomadas ao longo da execução do projeto podem alterar esse panorama, especialmente sob situações de maior turbulência e ressuspensão de sedimentos, contaminados ou não. Um melhor entendimento sobre a dispersão das plumas e de contaminantes também contribuirá para uma interpretação mais abrangente dos dados fotobiológicos de corais. Ainda que seja precipitado traçar conclusões sobre os efeitos do desastre no conjunto atual de dados fotobiológicos, ressalta-se o valor desses *baselines* para a interpretação de estresses agudos durante anomalias climáticas ou quando da submissão da comunidade coralínea a estresses que porventura possam ocorrer ou recorrer, tanto em decorrência do desastre quanto de atividades potencialmente impactantes.

Figura 40: Parâmetros da avaliação da fotobiologia de corais e zoantídeos. I e II: Irradiância (IPAR) e coeficiente de atenuação da luz (K490) na área de estudo; III – VIII: Taxa de transporte de elétrons (ETR) medida *in situ* (Eixo y= ETR, Eixo x= PAR, Linhas= sítios, faixas cinza= intervalos de confiança (95%)); IX: Taxa de transporte de elétrons máxima (rETRmax) normalizada pela profundidade óptica, apresentadas por espécie e sítio. Barras correspondem ao Erro Padrão. FAV= *F. gravida*; MOCA= *M. cavernosa*; MUBR= *M. braziliensis*; MUHA= *M. hartii*; MUHI= *M. hispida*; PALYTH= *P. caribaeorum*.

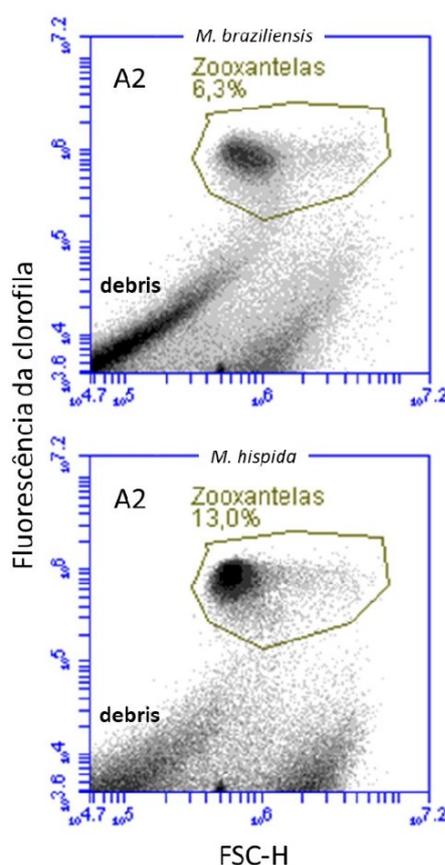


Fonte: Autoria própria.

1.9.2.1 Quantificação de zooxantelas por citometria de fluxo

As análises por citometria de fluxo multiparamétrica em amostras de suspensões de tecidos de corais tiveram como principal objetivo a quantificação da concentração de zooxantelas por unidade de área dos corais. Em todas as amostras as populações de zooxantelas foram caracterizadas e discriminadas em diagramas de luz espalhada (*forward-scatter*) vs. fluorescência da clorofila (Figura 41). Nestes diagramas, as zooxantelas figuram como as partículas com maior intensidade de sinal da fluorescência da clorofila, destacando-as de outras partículas não clorofiladas, inclusive células dos corais e partículas detríticas.

Figura 41: Citogramas biparamétricos de luz espalhada (*forward-scatter*) vs. fluorescência da clorofila, destacando a detecção de populações de zooxantelas nos corais *M. braziliensis* e *M. hispida*, coletados no sítio A2 (Sebastião Gomes). As zooxantelas são facilmente distinguíveis pelo alto nível de fluorescência da clorofila.



Fonte: Autoria própria.

O número de zooxantelas por unidade de área superficial de corais tem sido relacionado à tolerância destes organismos ao estresse térmico (Xu et al., 2017) e varia sazonalmente (Warner et al., 2002), sendo um parâmetro importante na avaliação do estado de saúde dos corais e da resiliência do sistema recifal. No conjunto das 144 amostras (5 espécies de corais), a concentração de zooxantelas variou em aproximadamente uma ordem de grandeza, de $0,2 \times 10^6$ células cm^{-2} em um espécime de *M. cavernosa* amostrado no sítio B1 (Recifes Esquecidos), até $7,3 \times 10^6$ células cm^{-2} em um espécime de *M. braziliensis* da estação A6 (Timbebas). Esta variabilidade é compatível ao observado em corais de

outros sistemas recifais, onde este parâmetro mostrou variação sazonal relevante (Warner et al., 2002; Xu et al., 2017).

Foram observadas tendências nas densidades de zooxantelas, com contrastes entre sítios e entre espécies de corais (Figura 42). O coral *M. braziliensis* apresentou um gradiente de aumento na densidade de zooxantelas dos sítios mais costeiros de Abrolhos (A1 e A2) para os mais afastados da costa (A3 e A4), atingindo maiores valores na estação mais ao norte (A6, Timbebas). Diferentemente, o coral *M. cavernosa* apresentou densidades de zooxantelas mais constantes ao longo do gradiente *cross-shelf*. Os dados a serem coletados nas próximas campanhas serão importantes para o entendimento de quanto desta variação nas diferentes espécies de corais é relacionado à sazonalidade, e quanto pode ser atribuído a características das estações amostrais e suas forçantes ambientais, incluindo a distância da Foz do Rio Doce

Figura 42: Densidade média de zooxantelas por unidade de área (células.cm⁻²) em 5 espécies de corais coletados nas Áreas A e B. Nas estações da Área A (Abrolhos e adjacências) foram analisados 5 espécimes de cada uma das 5 espécies de corais. Nas estações B1 e B4 o menor número de espécies analisadas reflete a menor cobertura e diversidade de corais existentes nesses sítios. O gradiente de cor das quadrículas reflete o valor do biovolume (verde: menor biovolume, vermelho: maior biovolume).

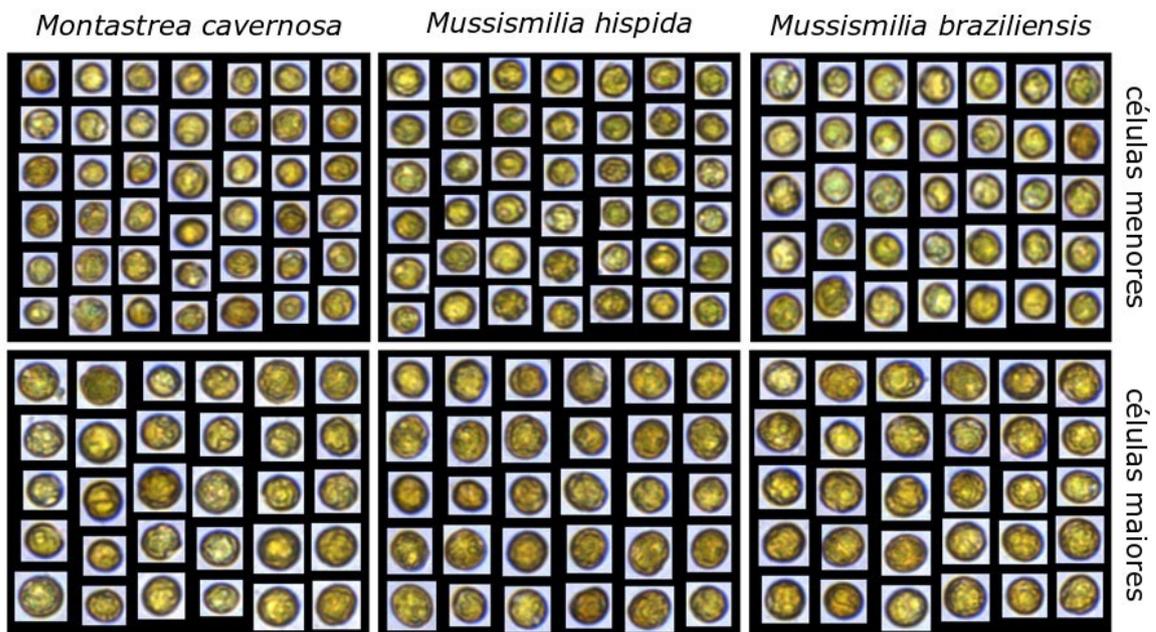
	A1	A2	A3	A4	A6	B1	B4
<i>M. braziliensis</i>	0,5	0,8	0,9	1,8	3,0		
	0,9	1,0	2,4	3,5	3,0		
	1,9	1,1	3,0	3,7	3,2		
	2,1	1,4	3,6	3,9	4,8		
	2,7	1,9	4,2	4,0	7,3		
<i>M. hispida</i>	0,9	0,9	0,4	0,5	1,0		0,9
	1,1	1,7	1,1	0,8	1,5		1,2
	1,3	2,3	1,5	1,3	1,7		2,0
	1,4	2,5	1,7	2,0	2,9		2,1
	1,5	3,2	2,6	3,1	6,1		3,1
<i>M. harttii</i>	2,1	0,5	1,2	0,6	0,9		1,0
	2,9	1,1	1,3	1,0	1,2		1,1
	3,2	2,4	1,9	1,7	1,5		1,1
	3,6	2,9	2,4	2,4	4,3		3,5
	5,7	4,6	5,2	2,8	5,3		5,4
<i>M. cavernosa</i>	1,4	1,0	1,2	0,4	1,3	0,2	0,3
	1,6	1,0	1,3	0,8	1,3	1,2	0,6
	1,7	1,0	2,0	1,2	1,7	1,5	0,6
	1,7	1,2	2,6	1,3	1,9	3,0	0,9
	3,0	1,6	2,7	1,4	1,9		1,4
<i>F. gravida</i>	1,0	0,9	2,0	0,9	1,6		
	1,1	1,6	2,2	1,5	1,8		
	1,3	1,9	2,6	2,7	2,0		
	1,4	2,0	3,3	3,4	2,1		
	1,8	2,2	3,4	3,6	3,0		

Fonte: Autoria própria.

1.9.2.2 Análise qualitativa de zooxantelas, morfológica e genética

A morfologia de zooxantelas simbiotes de corais foi avaliada através de imagens individuais das células, capturadas em um sistema automatizado de imageamento em fluxo (FlowCam®) a partir de amostras de suspensões de tecidos dos corais fixadas em paraformaldeído (Figura 43). A partir de dimensões lineares (comprimento e largura) de células individuais foi calculado o biovolume das zooxantelas associadas a cada espécime de coral (Figura 44). O biovolume é uma característica intrínseca das diferentes espécies de zooxantelas (Suggett et al., 2015), mas também pode variar em função do aumento excessivo da temperatura (McLenon & DiTullio, 2012) e estressores antropogênicos, como contaminação. No conjunto das amostras das áreas A e B, o biovolume celular médio variou de 270 μm^3 em *M. hispida* (estação A4) até 502 μm^3 em *F. gravida* (estação A1) (Figura 44). Assim como para a densidade de zooxantelas, o biovolume celular apresentou tendências entre sítios e espécies de corais hospedeiros. Para *M. braziliensis* o padrão de biovolume foi inverso ao de densidade, com os maiores valores nas estações costeiras da Área A (A1 e A2) e decrescendo nas estações mais afastados da costa (A3, A4 e A6). Uma tendência similar foi observada para o coral *F. gravida*, mas as demais espécies não apresentaram tendências tão evidentes. Nota-se que os valores obtidos com as amostras das estações da Área B (Recifes Esquecidos) apresentaram pouca variação entre os locais de coleta (estações B1 e B4) e entre as espécies de corais ali presentes.

Figura 43: Células de zooxantelas coletadas nos corais *Mussismilia braziliensis*, *M. hispida* e *Montastrea cavernosa*, obtidas com sistema de imageamento em fluxo (FlowCam®). As linhas superior e inferior mostram exemplos de populações das menores e maiores células em cada espécie de hospedeiro, respectivamente.



Fonte: Autoria própria.

Figura 44: Biovolume médio (μm^3) de zooxantelas coletadas de 5 espécies de corais nas áreas A e B. Nos sítios da área A (PARNAM e adjacências) foram coletadas e analisados 5 espécimes de cada hospedeiro. Nos sítios B1 e B4 (Recifes Esquecidos) a cobertura e diversidade de corais é menor, daí o menor número de espécies de corais analisadas. O gradiente de cor das quadrículas reflete o biovolume (verde: menor; vermelho: maior).

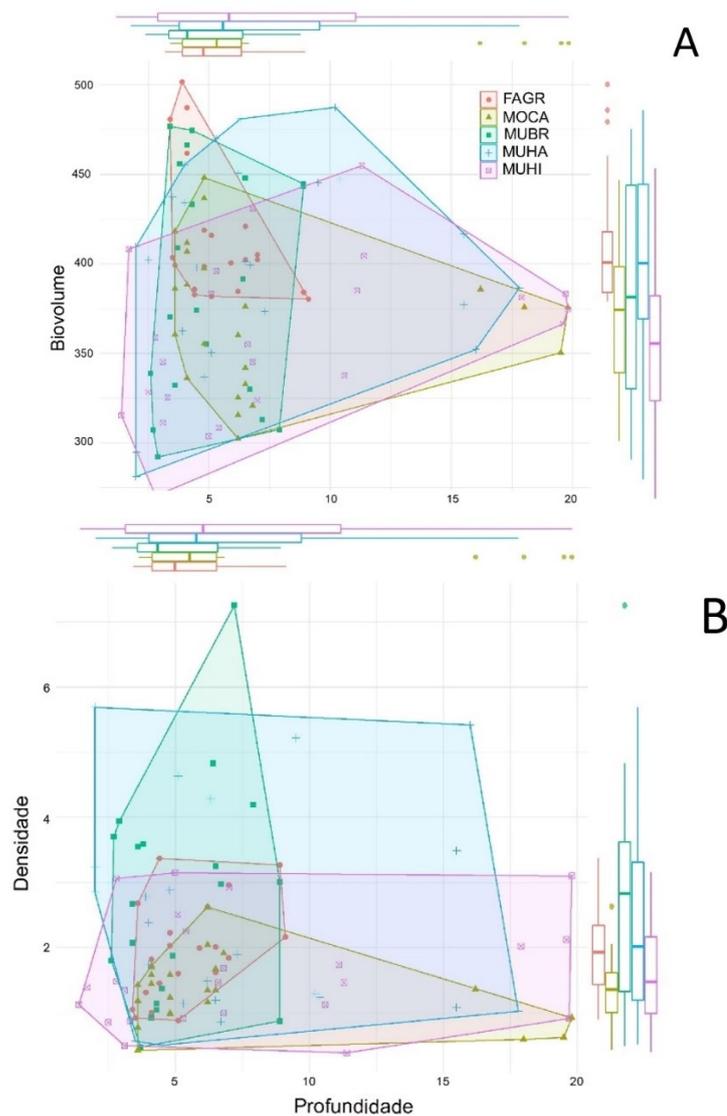
	A1	A2	A3	A4	A6	B1	B4
<i>M. braziliensis</i>	370	355	307	292	313		
	395	374	372	307	330		
	409	432	443	314	389		
	467	433	445	332	392		
	477	475	456	339	448		
<i>M. hispida</i>	315	304	338	270	305		342
	325	308	385	311	324		366
	359	383	403	328	345		375
	408	396	404	345	355		381
	415	424	455	439	431		383
<i>M. harttii</i>	281	333	373	363	358		352
	295	337	445	427	399		366
	319	350	446	434	401		377
	402	398	448	438	451		387
	410	470	487	456	481		417
<i>M. cavernosa</i>	336	355	302	356	321	335	350
	388	369	306	360	333	366	374
	395	398	316	386	342	371	376
	407	437	325	418	376	372	376
	412	448	360	418	402		386
<i>F. gravida</i>	491	416	381	361	386		
	487	405	384	383	401		
	502	419	385	386	402		
	481	399	412	399	402		
	462	382	421	404	405		

Fonte: Autoria própria.

Os corais *M. cavernosa*, *M. hispida* e *M. harttii* foram os mais amplamente distribuídos na malha amostral, tendo sido coletados na maior abrangência batimétrica, entre 2 e 20 m de profundidade. A amplitude de variação do biovolume (Figura 45) e da capacidade fotossintética máxima (rETR_{max}) (Figura 46) foi maior nos sítios mais rasos e suas abundâncias foram correlacionadas positivamente (veja Figura 32 e Figura 34), corroborando a afinidade das comunidades estruturadas por esses construtores, que podem estar relacionadas a essa maior plasticidade das zooxantelas. *Montastraea cavernosa*, um dos corais mais abundantes nas paredes dos recifes de toda a região estudada, apresentou valores comparativamente baixos de capacidade fotossintética (veja Figura 40) e densidade de simbiontes (veja Figura 45), revelando alta eficiência do aparato fotossintético e grande potencial

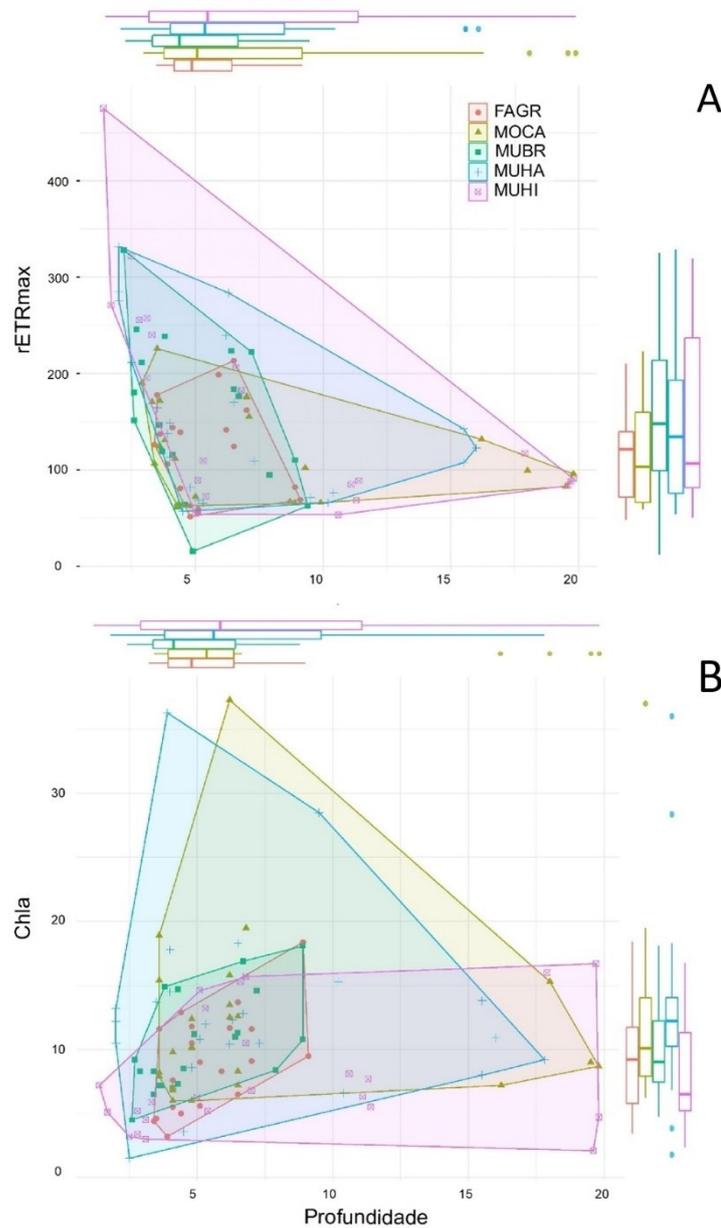
adaptativo. A correlação negativa entre *M. cavernosa* e *M. braziliensis* nas ACP (veja Figura 32 e Figura 34), juntamente com os dados fotobiológicos, indica uma possível separação de nicho entre essas espécies, as quais dominam habitats e profundidades distintas. Para *M. hispida*, cuja amplitude de distribuição espacial e batimétrica é relativamente alta, mas com abundância relativamente baixa ao longo de toda a região (veja Figura 29 e Figura 30), a densidade de zooxantelas e o teor de clorofila variaram de forma semelhante em todas as profundidades (Figura 45 e Figura 46). Já os corais *F. grávida* e *M. braziliensis* não foram encontrados nos sítios mais profundos, sendo que *M. braziliensis* não ocorre ou é extremamente raro nos Recifes Esquecidos. Assim, os valores dos parâmetros para essas duas espécies se restringem aos sítios mais rasos, indicando uma plasticidade relativamente menor frente às outras espécies, bem como fotoaclimação a regimes de luz com alta irradiância. Esses dados também corroboram a maior abundância dessas espécies no topo dos sítios mais rasos, onde *M. braziliensis* é espécie dominante (veja Figura 27 e Figura 29).

Figura 45: Distribuição dos valores de biovolume celular (A) e densidade (concentração por $\text{cm}^2 \cdot 10^6$) (B) de zooxantelas em cada espécie de coral ao longo da profundidade.



Fonte: Autoria própria.

Figura 46: Distribuição dos valores da taxa relativa máxima de transporte de elétrons (rETRmax) (A) e concentração de clorofila a (Chla) por cm² (B) em cada espécie de coral, ao longo da profundidade.



Fonte: Autoria própria.

1.9.2.3 Caracterização de zooxantelas por sequenciamento gênico

A caracterização genética das zooxantelas está sendo feita através do sequenciamento do marcador ITS-2. Até o momento foram feitas extrações de DNA de 156 espécimes (Tabela 3) e testes com os iniciadores que serão utilizados na amplificação por PCR do marcador. A caracterização gênica será feita em amostras selecionadas desta coleção, com base nos resultados integrados das análises morfológicas e de densidade de zooxantelas.

Tabela 3: Material biológico coletado e andamento do processamento das amostras para caracterização gênica de zooxantelas. A tabela indica o número de amostras com DNA de qualidade aceitável para o prosseguimento das análises (A260/A280 >1,6).

Táxon	Número de espécimes coletados	Espécimes com DNA extraído	Espécimes com DNA quantificado	A260/A280 >1,6
<i>Favia gravida</i>	25	20	20	15
<i>Mussismilia braziliensis</i>	25	25	25	25
<i>Mussismilia harttii</i>	30	25	15	7
<i>Mussismilia hispida</i>	25	24	20	19
<i>Montastrea cavernosa</i>	34	33	29	16
<i>Palythoa</i> spp.	29	29	27	27
TOTAL	168	156	136	109

Fonte: Autoria própria.

1.10 PARAMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA COLUNA D'ÁGUA

O conhecimento das características físico-químicas da água (temperatura e salinidade) sobrejacente aos recifes e bancos de rodolitos auxilia no entendimento das condições de estratificação ou mistura da coluna d'água e sua interação com esses ambientes, além de contribuir com o diagnóstico das massas d'água que atuam na região. Juntamente com estes parâmetros, medições de atenuação da intensidade de radiação luminosa ao longo da coluna d'água são fundamentais para interpretar a estrutura e a dinâmica de comunidades de organismos fotossintetizantes, tanto na água quanto nos ambientes recifais.

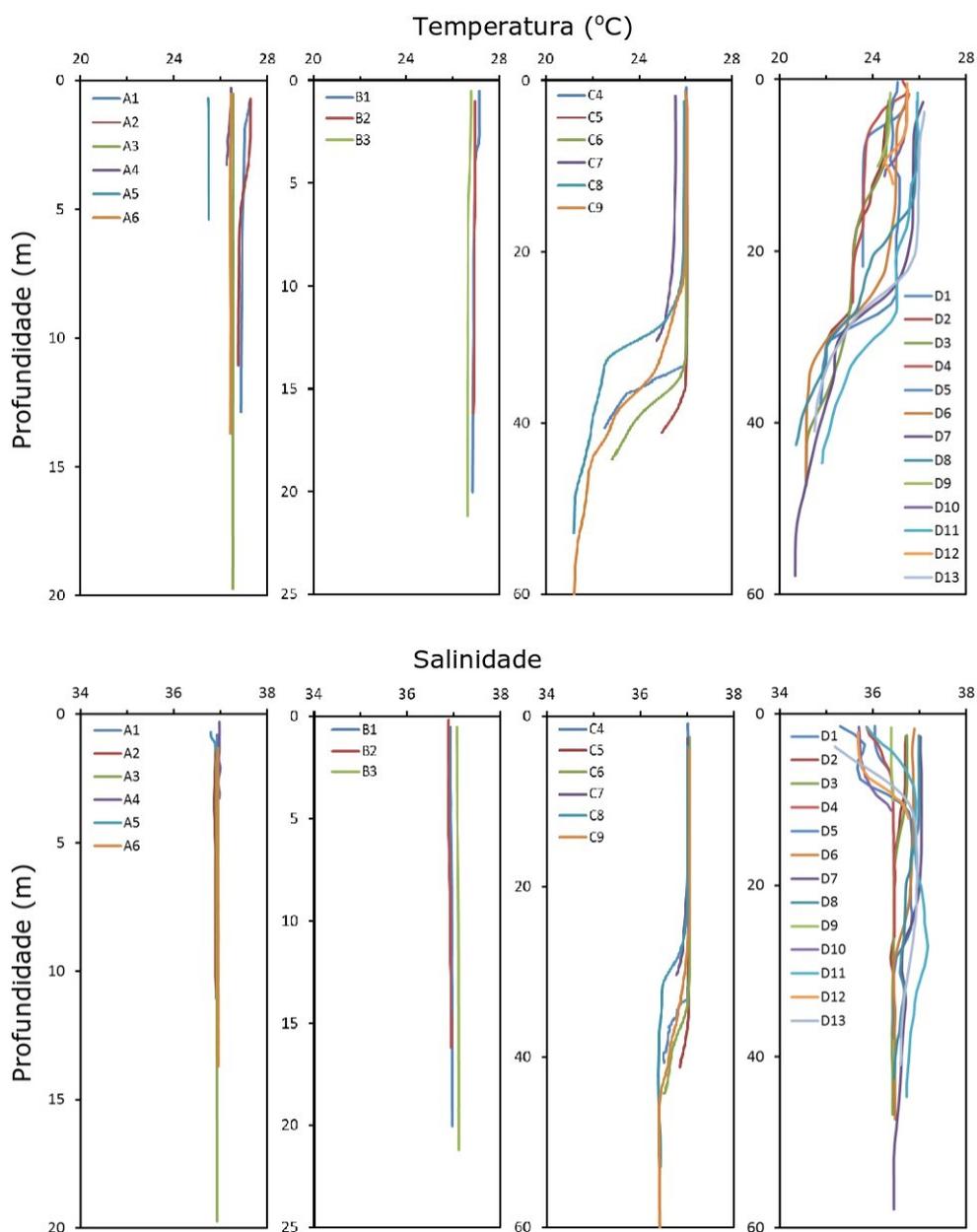
Em cada um dos 28 sítios amostrados em novembro/dezembro de 2018, distribuídos nas áreas A, B, C e D (veja Figura 1), a coluna d'água foi perfilada verticalmente com um CTD RBR, modelo Concerto 3, adquirido previamente ao PMBA e que conta com sensores de temperatura, salinidade e radiação solar na faixa de comprimento de onda da radiação fotossinteticamente ativa (*PAR-Photosynthetically Active Radiation*). Este rol de parâmetros será ampliado quando o equipamento previsto no PMBA for colocado em operação (sensores para pH, oxigênio dissolvido, carbono orgânico, turbidez)³. Além dos dados de temperatura, salinidade e radiação foram obtidos perfis verticais de concentração de clorofila através de medições da fluorescência *in vivo*, cujos resultados estão apresentados juntamente com os parâmetros físico-químicos.

A temperatura da água na superfície ficou acima de 24°C em todos as estações, sendo ligeiramente mais elevada (>25°C) nas áreas A e B. Os perfis verticais revelaram uma condição de completa mistura da coluna d'água nos sítios das Áreas A e B (PARNAM Abrolhos e adjacências e Recifes Esquecidos, respectivamente). Os sítios com profundidade maior que 40 m, nas áreas C e D, localizados na porção

³ O equipamento chegou em março de 2019

mais externa da plataforma continental, apresentaram uma termoclina entre 30 e 40 m de profundidade, com gradiente de 3 a 4°C, indicando estratificação e mistura com águas intermediárias mais frias (Figura 47).

Figura 47: Perfis verticais de temperatura da água (SUPERIOR) e salinidade (INFERIOR) agrupados por região. As estações correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. Estações sem valores representam locais cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições meteorológicas adversas.



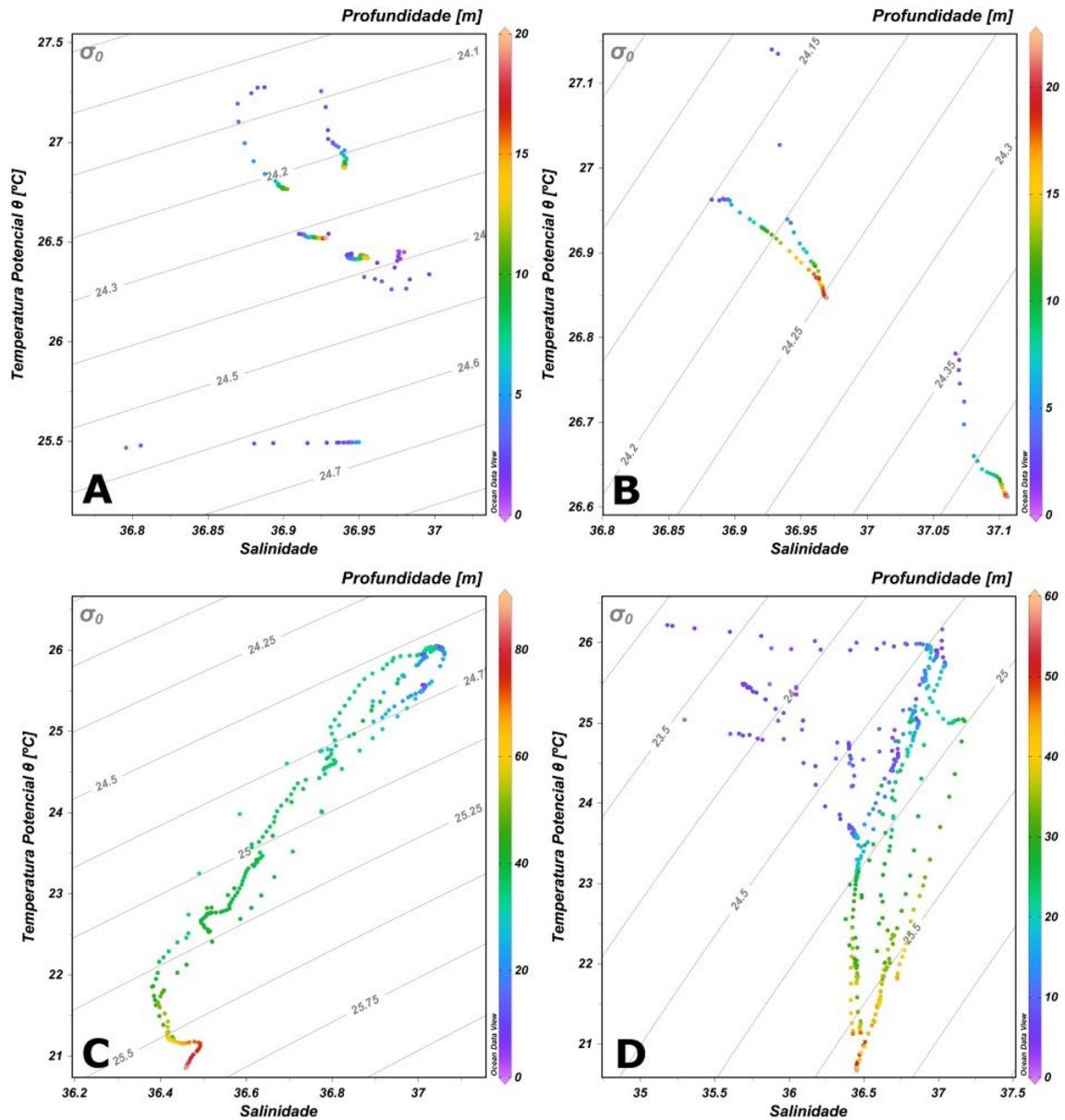
Fonte: Autoria própria.

Os perfis verticais de salinidade confirmam o padrão de mistura revelado pela temperatura, com mínima variação entre as estações das áreas A e B, e ligeiro decréscimo abaixo de 30 m de profundidade nos sítios mais fundos das áreas C e D (Figura 47). Em superfície, a maioria dos sítios apresentou-se dominado por Água Tropical (AT), caracterizada por temperatura e salinidade superiores à 20°C e 36,4,

respectivamente (Miranda, 1982). Nos sítios mais costeiros da Área D foi observado decréscimo da salinidade próximo a 10 m de profundidade, indicando mistura com águas costeiras (Figura 47). A mistura com águas de origem continental fica evidente nos diagramas TS da Área D (Figura 48). As estações C6 e C9, na porção externa da plataforma continental em frente à Foz do Rio Doce, apresentaram influência de mistura com a Água Central do Atlântico Sul, definida por temperatura e salinidade inferiores a 20°C e 36,4, respectivamente (Miranda, 1982) (Figura 47 e Figura 48).

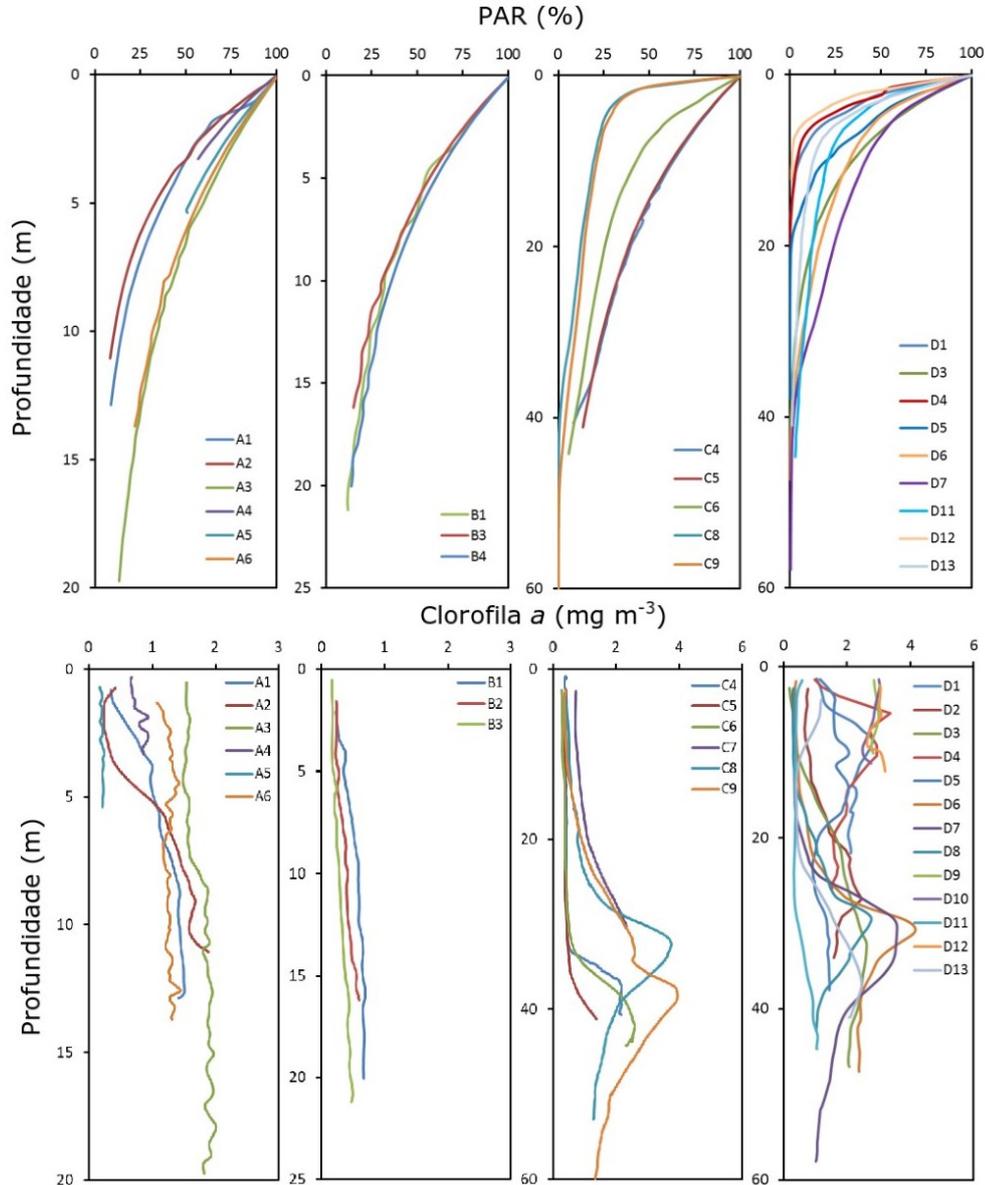
A atenuação da luz ao longo da coluna d'água está representada nos perfis verticais da Figura 49. Na Área A, os sítios do arco interno (A1 e A2), mais próximos a costa, apresentaram maior atenuação que os sítios do arco externo (A3, A4 e A5) e Timbebas, ao norte (A6). Os 3 sítios da Área B (Recifes Esquecidos) apresentaram perfis semelhantes, com ca. 20% da luz incidente na superfície atingindo 20 m de profundidade. Os sítios das Áreas C e D apresentaram as maiores variações na atenuação da luz. Na Área C a atenuação foi mais intensa nos sítios mais costeiros (C8 e C9), mas na Área D esteve menos relacionada com a distância da costa. Os sítios com maior penetração de luz foram os da porção norte (D3, D6, D7), ao passo que nos demais (Figura 49), mesmo nos mais afastados da costa (e.g. D12), a atenuação foi mais intensa, chegando a menos de 1% da radiação incidente na superfície antes dos 20 m de profundidade.

Figura 48: Diagramas TS baseados nos perfis verticais de temperatura e salinidade obtidos nas quatro Áreas (A, B, C e D, veja Figura 1 e Figura 51). Os pontos destes diagramas correspondem às medições dos parâmetros (T, S) mostrados na Figura 47 e Figura 48.



Fonte: Autoria própria.

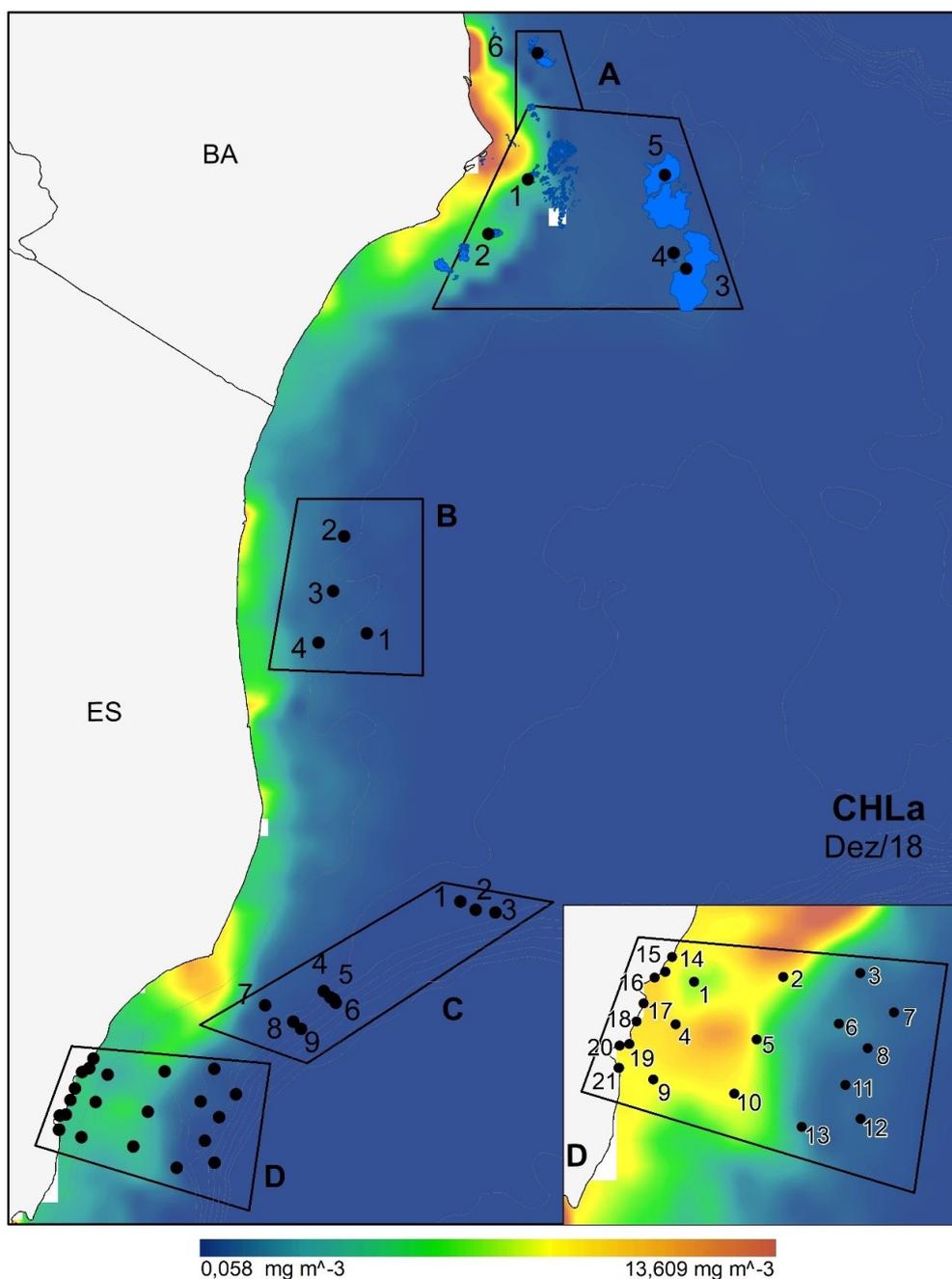
Figura 49: Perfis verticais de intensidade de radiação solar (porcentagem em relação à superfície) (SUPERIOR) e concentração de clorofila (INFERIOR) nos sítios das quatro Áreas (A, B, C e D). Para radiação solar são apresentados apenas dados obtidos entre 9 e 16 h. Estações sem valores representam locais cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.



Fonte: Autoria própria.

Os perfis de concentração de clorofila em profundidade variaram entre e dentre áreas (Figura 49). Os sítios da Área A apresentaram concentrações entre 0,2 e 2 mg m⁻³, ao passo que na Área B os valores foram menores, abaixo de 1 mg.m⁻³. Nestas duas áreas as concentrações de clorofila aumentaram da superfície em direção ao fundo, sem picos pronunciados. A maioria dos sítios da Área B apresentou valores máximos entre 30 e 40 m de profundidade, atingindo entre 2 e 4 mg.m⁻³. Os sítios mais profundos da Área D, próximos à quebra da plataforma, também apresentaram estes picos em profundidade. Próximo da superfície, os sítios mais rasos e costeiros da Área D apresentaram os maiores valores de clorofila, em torno de 3 mg.m⁻³.

Figura 50: Concentração de clorofila a (Chla) na superfície da água adquiridas por sensoriamento remoto na escala da região estudada em dezembro de 2018.



Fonte: ERDDAP (Easier Access to Scientific Data), NASA/GSFC OBPG (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/>).

1.10.1 Caracterização das comunidades planctônicas associadas a fundos recifais

Organismos nas faixas dimensionais desde o picoplâncton (<2 µm, composto por procariontes, i.e. cianobactérias, e protistas auto e heterotróficos) até o micropilâncton (20 – 200 µm) foram quantificados e qualificados através de uma combinação de técnicas com diferentes resoluções, a saber: (i) citometria de fluxo multiparamétrica, (ii) imageamento automatizado em fluxo e (iii) microscopia invertida de campo claro. No conjunto, esta abordagem integrada forneceu um panorama abrangente e acurado dos grupos de microorganismos planctônicos mais abundantes e relevantes para a produção primária

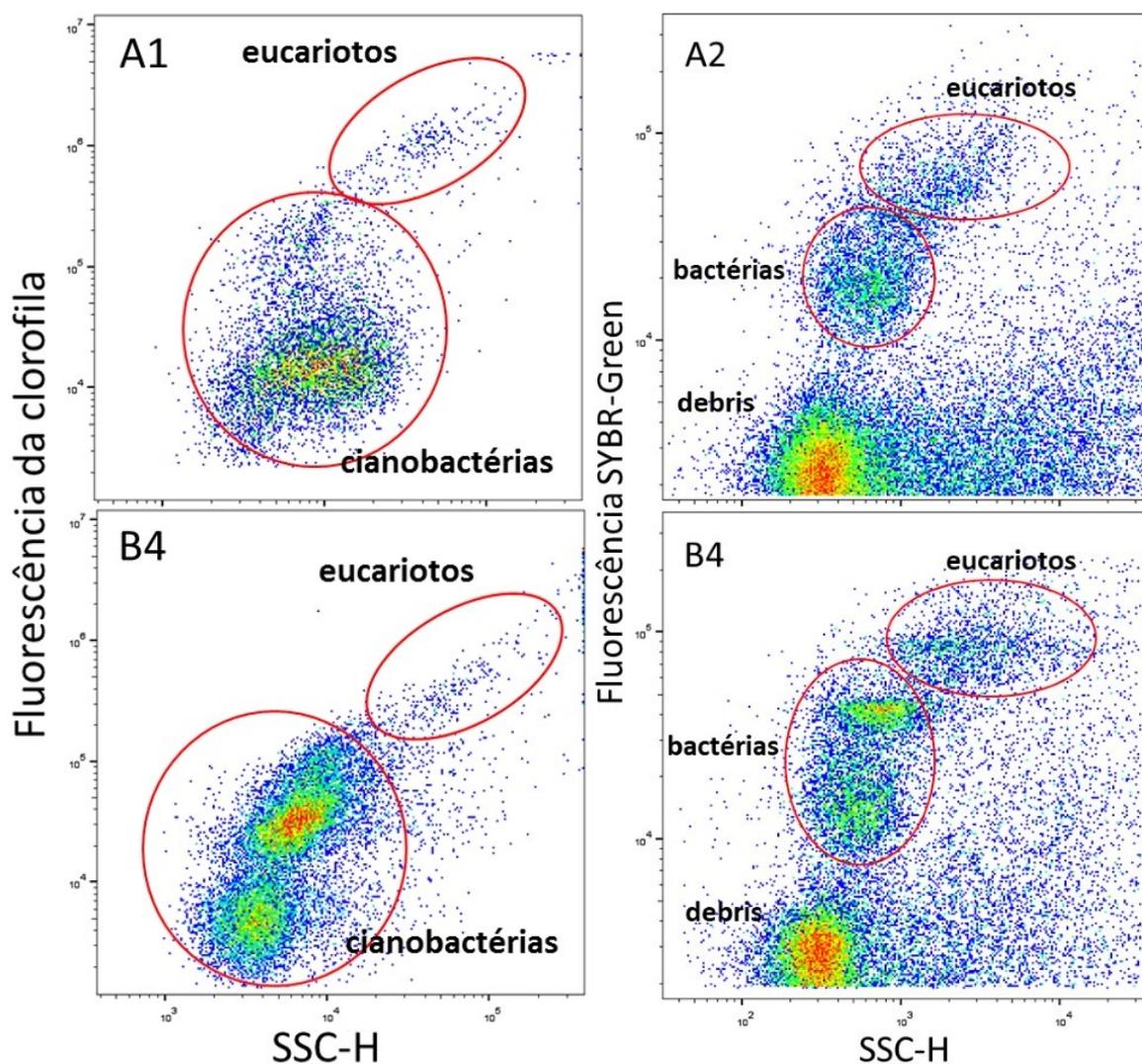
e ciclagem de carbono. Além disso, ao longo da execução do projeto esses dados fornecerão uma *baseline* ímpar para a compreensão do acoplamento entre a coluna d'água e os fundos recifais e bancos de rodólitos da região afetada pelo desastre.

1.10.1.1 Análise qualitativa e quantitativa do plâncton por citometria de fluxo multiparamétrica

Organismos autotróficos e heterotróficos nas faixas dimensionais do pico e nanoplâncton foram quantificados e caracterizados através de citometria de fluxo em amostras de superfície de todos os sítios amostrados, e também em amostras obtidas próximas ao fundo em sítios selecionados nas quatro áreas (A, B, C, D). A citometria de fluxo é uma técnica de detecção automatizada, baseada no espalhamento e fluorescência de luz, utilizada para quantificação de organismos planctônicos, tipicamente nas frações $<10\mu\text{m}$ e com potencial para detecção de células $<1\mu\text{m}$, incluindo as menores cianobactérias que dominam o plâncton oceânico (Sosik et al., 2010). A fração autotrófica do plâncton é detectada pelo espalhamento de luz, diretamente proporcional ao tamanho das células, e pela fluorescência da clorofila (Figura 51). A fluorescência dos pigmentos acessórios ficoeritrina e ficocianina também é detectada e utilizada na discriminação de diferentes grupos (Propps et al., 2016). Esta técnica permite discriminar com precisão populações de picocianobactérias, especialmente *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp., importantes componentes do fitoplâncton marinho (Partensky et al., 1999), e também eucariotos clorofilados na faixa dimensional do nanoplâncton. A fração heterotrófica é discriminada após a coloração das células com um fluorocromo para ácidos nucleicos, evidenciando populações de bactérias e pequenos eucariotos (Figura 51) pelos níveis de ácidos nucléicos e tamanho.

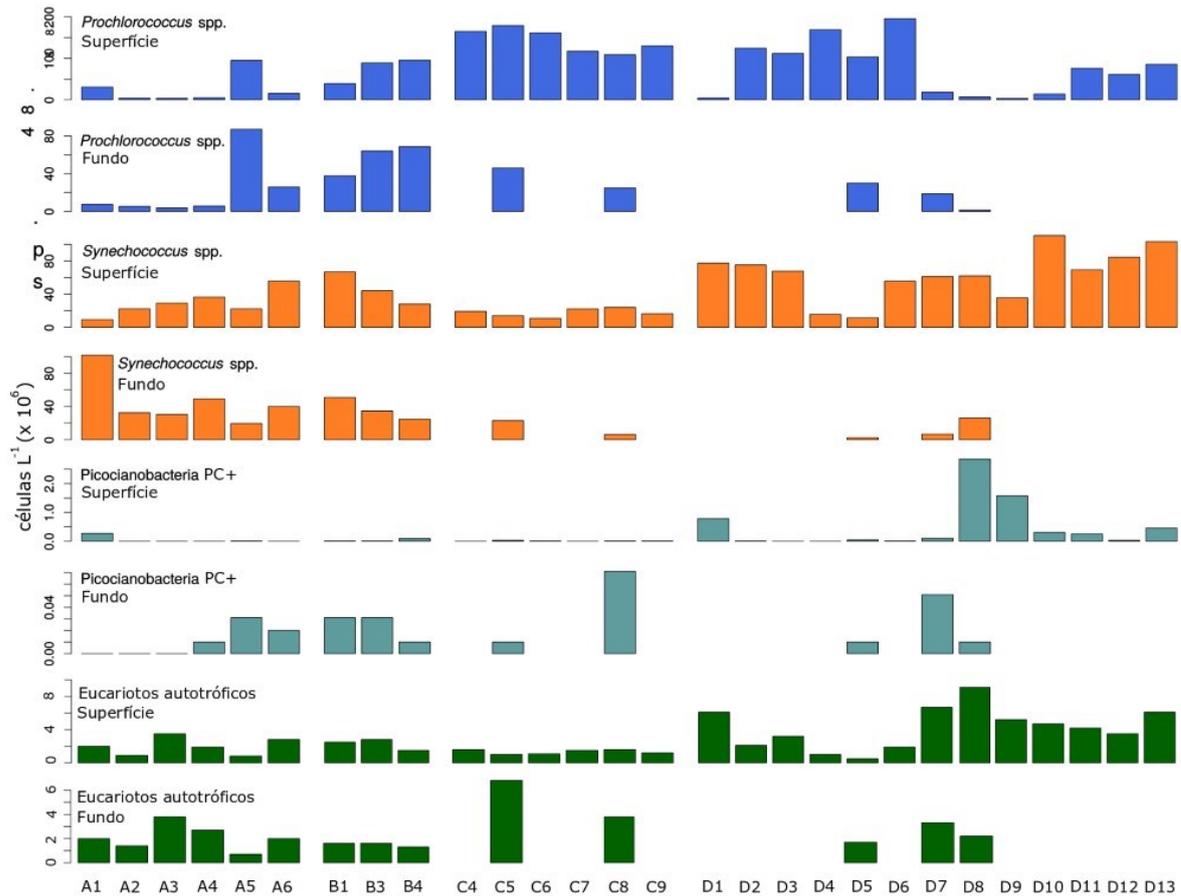
Entre os microorganismos autotróficos, as picocianobactérias *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp. foram as mais abundantes, atingindo até $200 \cdot 10^6$ e $100 \cdot 10^6$ células L^{-1} , respectivamente (Figura 52). As maiores concentrações destas picocianobactérias foram observadas nas amostras de superfície. Os gêneros *Prochlorococcus* e *Synechococcus* são os principais componentes do fitoplâncton em águas oceânicas, sendo *Prochlorococcus* spp. dominante em águas mais oligotróficas. Estas cianobactérias também ocorrem na região nerítica, porém perdem gradativamente importância para eucariotos autotróficos em direção à costa, com o aumento na disponibilidade de nutrientes oriundos do continente ou de processos de mistura (Flombaum et al. 2013). As estações da Área A (PARNAM e adjacências) apresentaram as menores concentrações de *Prochlorococcus* spp., enquanto que as das áreas B e C, e parte das estações da Área D, apresentaram as maiores concentrações destas cianobactérias. De forma geral, observou-se relação inversa entre as abundâncias de *Prochlorococcus* e *Synechococcus*, sendo este padrão bem acentuado nas estações das áreas B e C. Picocianobactérias contendo o pigmento acessório ficocianina foram detectadas em diversos sítios, mas representaram menos de 1% do total de picocianobactérias (Figura 52). Eucariotos autotróficos na faixa dimensional do nanoplâncton foram detectados em concentrações entre 3 e $10 \cdot 10^6$ células L^{-1} com abundância, em geral, inversamente proporcional às de *Prochlorococcus* spp. e *Synechococcus* spp.

Figura 51: Detecção de organismos planctônicos autotróficos (ESQUERDA) e heterotróficos (DIREITA) por citometria de fluxo. O painel da esquerda consta de citogramas biparamétricos de tamanho celular (*Forward-scatter*) vs. fluorescência da clorofila em amostras de superfície (estações A1 e B4). A áreas em vermelho denotam maior densidade de células. O painel da direita consta de citogramas biparamétricos de tamanho relativo (SSC-H) vs. fluorescência do fluorocromo SYBR-Green I, em amostras coletadas na superfície (estações A2 e B4). A fluorescência do fluorocromo indica o teor relativo de ácidos nucleicos, principalmente DNA. Os autotrófos, detectados pela fluorescência vermelha do pigmento, foram removidos da análise de heterótrofos com uso de portas lógicas aplicadas ao citograma.



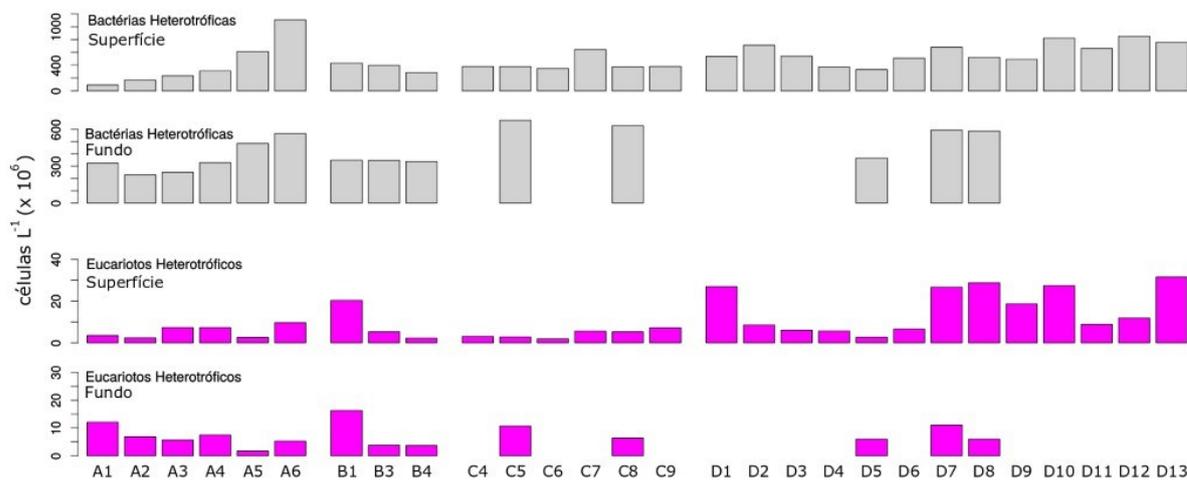
Fonte: Autoria própria.

Figura 52: Abundância de cianobactérias e eucariotos autotróficos na coluna d'água (superfície e próximo ao fundo) estimado por citometria de fluxo multiparamétrica. Cianobactérias estão discriminadas em *Prochlorococcus* spp., *Synechococcus* spp. e picocianobactérias contendo ficocianina (PC). As estações correspondem aos pontos indicados na Figura 50. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista ou que não foram amostrados devido a condições adversas.



Bactérias heterotróficas de vida livre (bacterioplâncton) e pequenos eucariotos heterotróficos (faixa dimensional do pico e nanoplâncton) também foram quantificados por citometria de fluxo (Figura 51 a Figura 53). A concentração de bactérias heterotróficas ficou em torno de $500 \cdot 10^6$ células. L^{-1} na maioria das estações, com níveis similares entre a superfície e o fundo. A maior concentração de bactérias heterotróficas ($1100 \cdot 10^6$ células. L^{-1}) foi detectada na superfície da estação A6 (Timbebas). As estações A1, A2 e A3 apresentaram as menores concentrações, entre $100 - 200 \cdot 10^6$ células. L^{-1} . As concentrações de pequenos eucariotos heterotróficos detectáveis por citometria de fluxo (tipicamente grupos em concentrações $> 0,1 \cdot 10^6$ células. L^{-1}) foram em torno de uma ordem de grandeza menores que a de bactérias heterotróficas. Amostras de superfície em sítios da porção sul da Área D (D7 a D13) apresentaram as maiores concentrações deste grupo de protistas, em torno de $30 \cdot 10^6$ células. L^{-1} (Figura 53). A variação na abundância de bactérias e pequenos eucariotos heterotróficos entre sítios é, provavelmente, resultado de interações (e.g. predação, infecção viral) com outros componentes da teia trófica microbiana pelágica marinha (Azam et al. 1983). A gama de concentrações encontradas é compatível com níveis esperados em águas marinhas costeiras (Kirchman 2008).

Figura 53: Abundância de bactérias heterotróficas e nanoeucariotos auto e heterotróficos na coluna d'água (superfície e próximo ao fundo) estimado por citometria de fluxo multiparamétrica. Painéis superiores: bactérias heterotróficas; painéis centrais: nanoeucariotos heterotróficos; painéis inferiores: nanoeucariotos autotróficos. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou não amostrados devido a condições adversas.

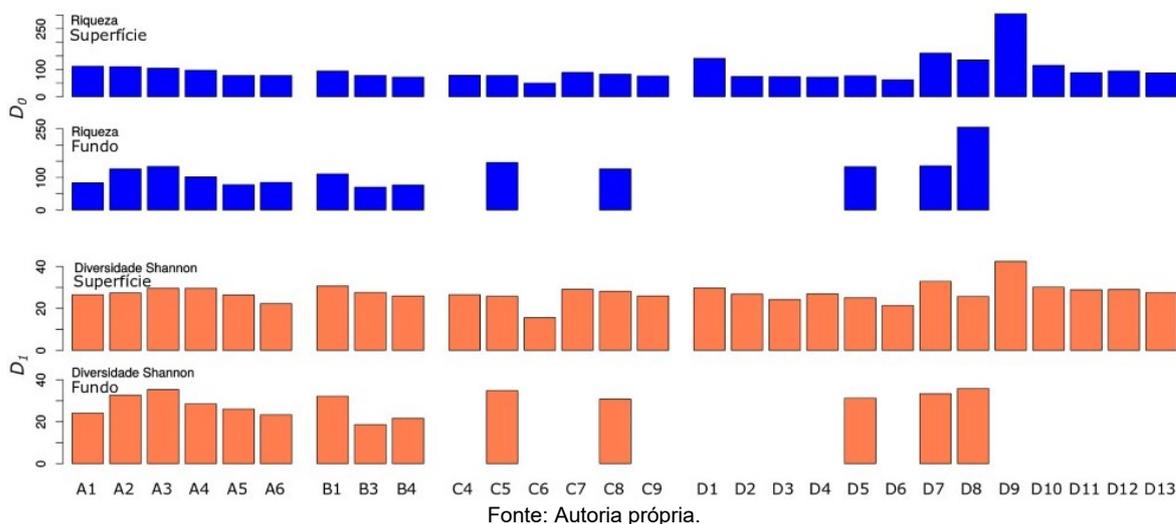


Fonte: Autoria própria.

1.10.1.2 Diversidade citométrica do pico e nanoplâncton autotrófico

A citometria de fluxo multiparamétrica fornece, em curto prazo, uma grande quantidade de informação sobre as células individuais em comunidades planctônicas complexas. Estas informações servem para caracterizar comunidades do pico e nanoplâncton com os mesmos princípios das análises de riqueza e diversidade taxonômicas tradicionais. Com os dados citométricos, indivíduos com características similares de tamanho e fluorescência são agrupados em categorias comuns, representando um grupo singular equivalente a um táxon (Li, 1997). Esta abordagem vem sendo cada vez mais utilizada na caracterização de comunidades microbianas auto e heterotróficas marinhas, envolvendo o uso de algoritmos automatizados de agrupamento (Propps et al., 2016). Na área de estudo, a riqueza de grupos citométricos para autótrofos ficou entre 50 e 100 na maioria das estações (Figura 54), tanto nas amostras de superfície quanto nas de fundo, excetuando-se as amostras D8 (fundo) e D9 (superfície), que tiveram riqueza próximo de 250. Contrastes espaciais ainda demandam dados das próximas campanhas.

Figura 54: Índices de riqueza e diversidade citométrica de comunidades do fitoplâncton (picocianobactérias e eucariotos unicelulares) em amostras de superfície e próximas ao fundo. Painéis superiores: riqueza de grupos citométricos, índice D_0 da série de Hill; painéis inferiores: diversidade de Shannon, índice D_1 da série de Hill. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições adversas.



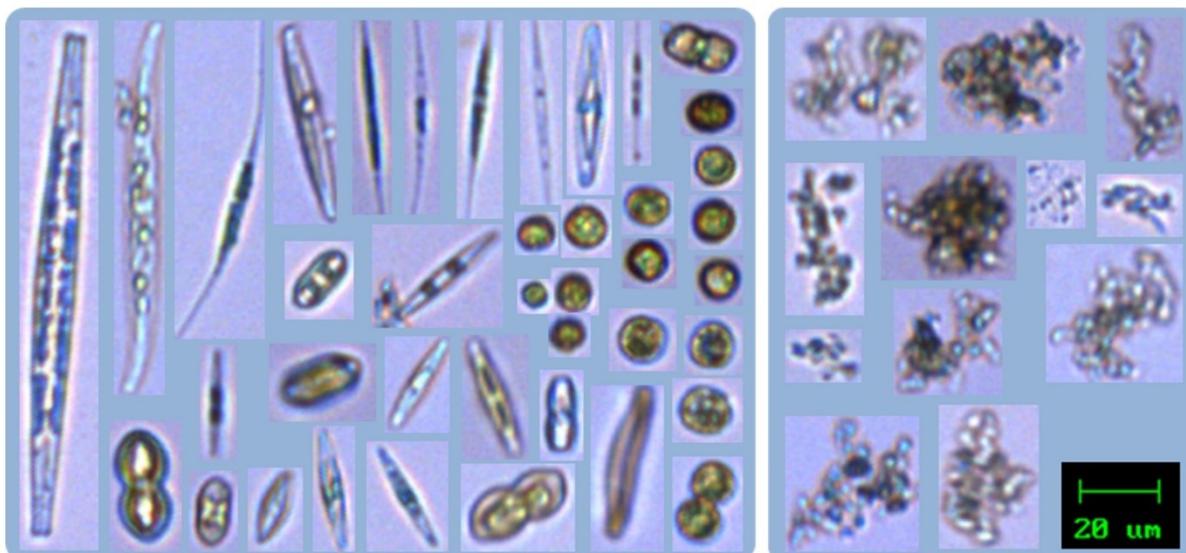
1.10.1.3 Análises quali- quantitativas por microscopia

Além das análises das frações do pico e nanoplâncton por citometria de fluxo, amostras das comunidades do planctônicas na faixa dimensional acima de $5\mu\text{m}$ foram analisadas por técnicas de microscopia. As amostras foram analisadas tanto através de um sistema automatizado de imageamento em fluxo (FlowCam®) quanto por microscopia invertida de campo claro convencional, após concentração em câmaras de sedimentação, duas abordagens complementares. Mesmo com alguma sobreposição, o sistema de imageamento em fluxo abarca populações de organismos menores e mais abundantes do que o que é normalmente analisado na microscopia invertida. Além disso, o imageamento em fluxo permite a quantificação de partículas detriticas presentes na água, o que é operacionalmente mais difícil, e normalmente não realizado, na microscopia invertida convencional.

1.10.2 Análise quali-quantitativa de comunidades planctônicas por imageamento em fluxo

As análises na FlowCam® revelaram o domínio de diatomáceas penadas e formas arredondadas de menor tamanho, similares a dinoflagelados, entre o fitoplâncton. Além de grande quantidade de pequenos protistas (eucariotos unicelulares) auto e heterotróficos, a análise revelou a presença de muitas partículas detriticas amorfas na água, que foram também quantificadas no processamento de classificação de partículas das amostras (Figura 55).

Figura 55: Indivíduos do fitoplâncton (ESQUERDA) e partículas detriticas (DIREITA) detectados nas amostras do plâncton através de imageamento em fluxo (FlowCam®). A escala se aplica-se a todas as células e partículas do painel.



Fonte: Autoria própria.

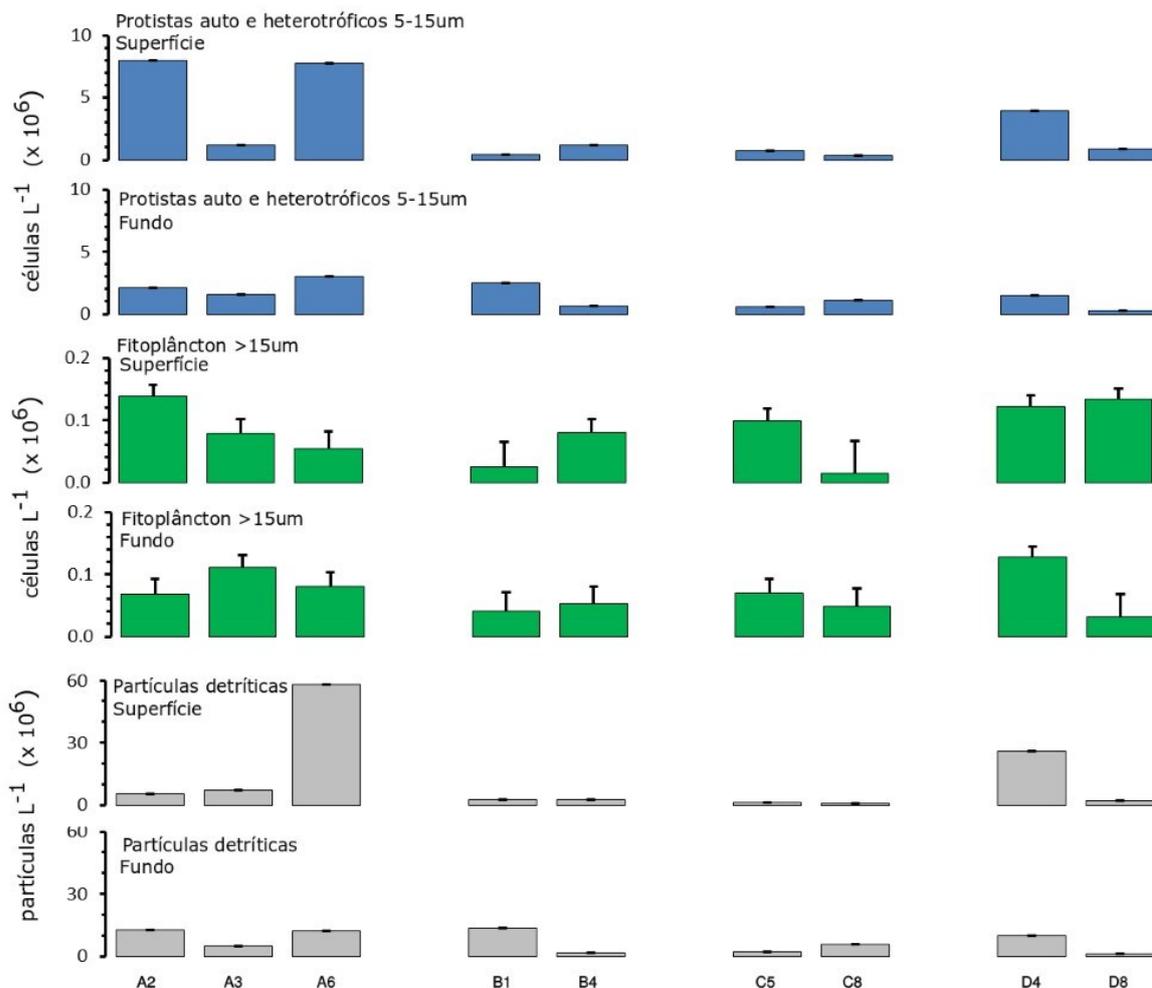
As análises do plâncton através do sistema de imageamento em fluxo revelaram domínio de protistas (eucariotos unicelulares) na faixa dimensional de 5 a 15µm, variando de 0,2 a 7,8.10⁶ indivíduos.L⁻¹. Este grupo contém formas autotróficas e heterotróficas e inclui o grupo dos chamados nanoflagelados heterotróficos, importante elo na alça microbiana pelágica marinha (Azam et al., 1983). Os sítios da Área A localizados no arco recifal costeiro (A2, Sebastião Gomes) e o sítio costeiro mais ao norte (A6, Timbebas) apresentaram as maiores concentrações deste grupo de pequenos protistas, notavelmente no estrato superficial da coluna d'água. Nos demais sítios e nas amostras de fundo, especialmente nas Áreas B e C, as concentrações de indivíduos deste grupo foram bem menores, aproximadamente de uma ordem de grandeza abaixo do que o detectado na superfície dos sítios A2 e A6.

Os indivíduos do plâncton indubitavelmente classificados como eucariotos clorofilados e cianobactérias filamentosas, i.e., membros do fitoplâncton, na faixa dimensional >15µm até o limite operacional do equipamento utilizado (ca. 100 µm), foi dominado por diatomáceas e dinoflagelados, com concentrações entre 0,03 e 0,14.10⁶ indivíduos.L⁻¹ (Figura 56). Entre as estações, a concentração relativa de indivíduos deste grupo variou de forma similar aos pequenos protistas do grupo anteriormente descrito, mas com menor amplitude, inclusive entre o estrato superficial e as amostras próximas ao fundo. Organismos do protozooplâncton na faixa dimensional >15µm foram esporádicos entre as imagens capturadas no nível de detecção quantitativo da técnica. Membros deste grupo foram quantificados por microscopia invertida.

A abundância de partículas detriticas com aparência de flocos amorfos foi, em média, 4 vezes maior do que a abundância de células eucarióticas, considerando toda a faixa dimensional analisada (de 5 µm até ca. 100µm), chegando a 58.10⁶ partículas.L⁻¹ na superfície da estação A6, Timbebas (Figura 56). A composição destas partículas detriticas é incerta, mas este tipo de material representa biomassa ainda aproveitável por consumidores, sendo normalmente colonizado por grande quantidade de

bactérias heterotróficas, além de pequenos protistas (Allredge & Gotschalk, 1990). A confirmação destes padrões de concentração de partículas detríticas virá com o refinamento do processamento do arquivo de imagens na continuidade dos trabalhos e da análise das amostras das próximas campanhas.

Figura 56: Concentração de protistas auto e heterotróficos na faixa dimensional 5-15µm (painéis superiores); fitoplâncton >15µm (painéis centrais) e de partículas detríticas (painéis inferiores) detectados nas amostras do plâncton através do sistema de imageamento em fluxo (FlowCam®). As estações correspondem aos pontos do mapa da Figura 50. As barras indicam o erro da estimativa baseado no número de indivíduos por amostra.



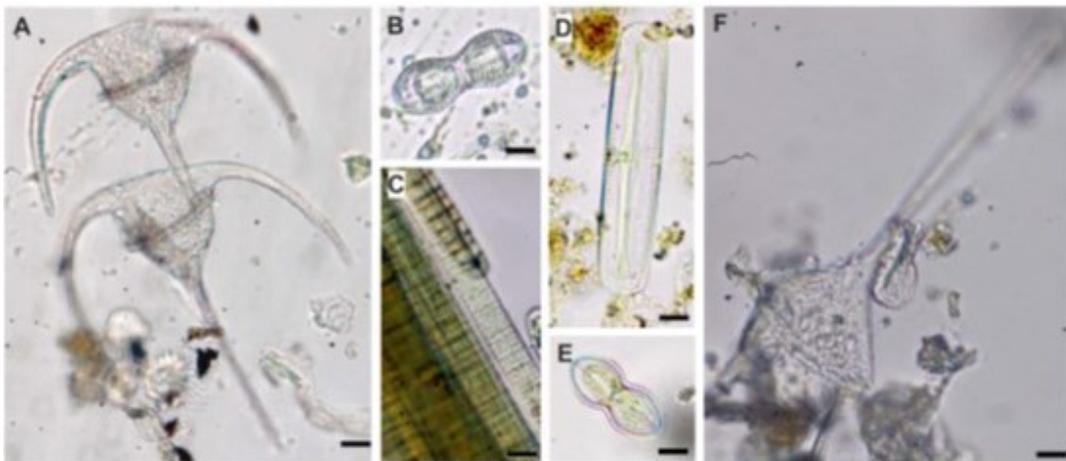
Fonte: Autoria própria.

1.10.3 Análise quali-quantitativa de comunidades planctônicas por microscopia invertida

Nas análises das amostras pelo método clássico de sedimentação e observação em microscópio invertido, indivíduos pertencentes a pelo menos treze grupos taxonômicos, nos níveis de filo, superclasse e classe, foram identificados na fração >15µm, abarcando os componentes do fito- e protozooplâncton (Figura 57 a Figura 59). Concordando com os resultados quantitativos da análise por imageamento em fluxo, as contagens por microscopia invertida mostraram domínio de diatomáceas (Filo Bacillariophyta) na maioria das estações, tanto em superfície quanto próximo ao fundo, especialmente nas áreas A e B, onde o grupo foi dominante em todas as amostras. (Figura 58 e Figura

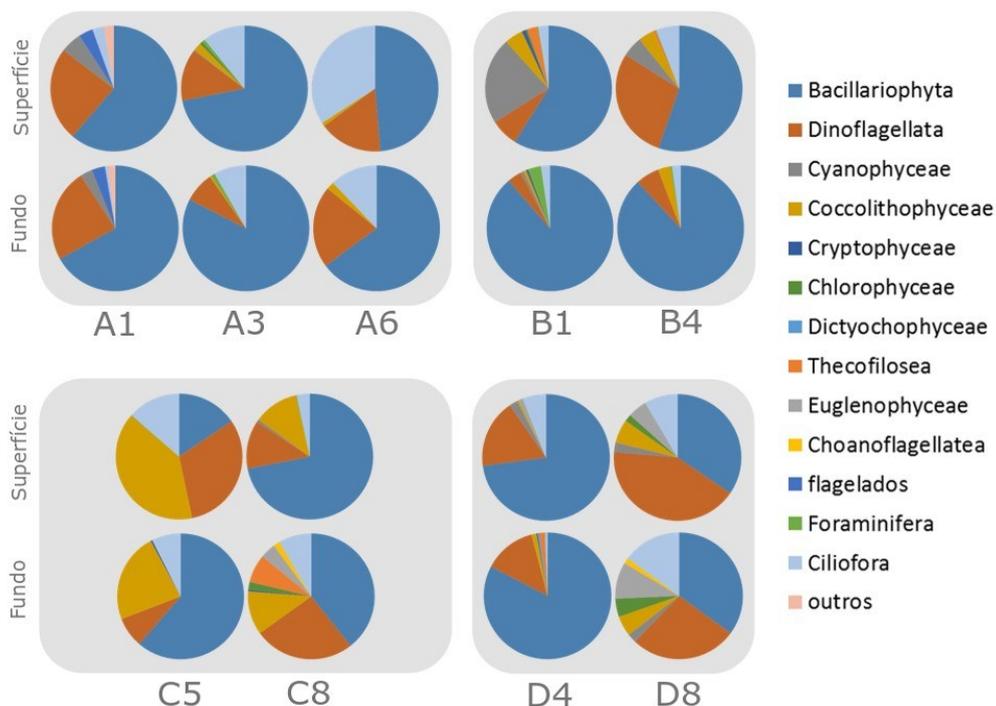
59). Outros grupos abundantes do fitoplâncton foram: dinoflagelados (Superclasse Dinoflagellata), pequenos flagelados (Classe Coccolithophyceae) e cianobactérias filamentosas (Classe Cyanophyceae). Entre o protozooplâncton o domínio foi de ciliados (Filo Ciliofora) com menor contribuição de coanoflagelados e foraminíferos (Figura 58 e Figura 59).

Figura 57: Indivíduos do fitoplâncton nas amostras analisadas por microscopia. A: células do dinoflagelado *Ceratium tripos*; B e E: células de diatomáceas do gênero *Diploneis*; C: tricomas da cianobactéria filamentososa *Trichodesmium erythraeum*; D: diatomácea não identificada; F: célula do dinoflagelado *C. pentagonum*. Escala: A) 20 µm, B-F) 10 µm.



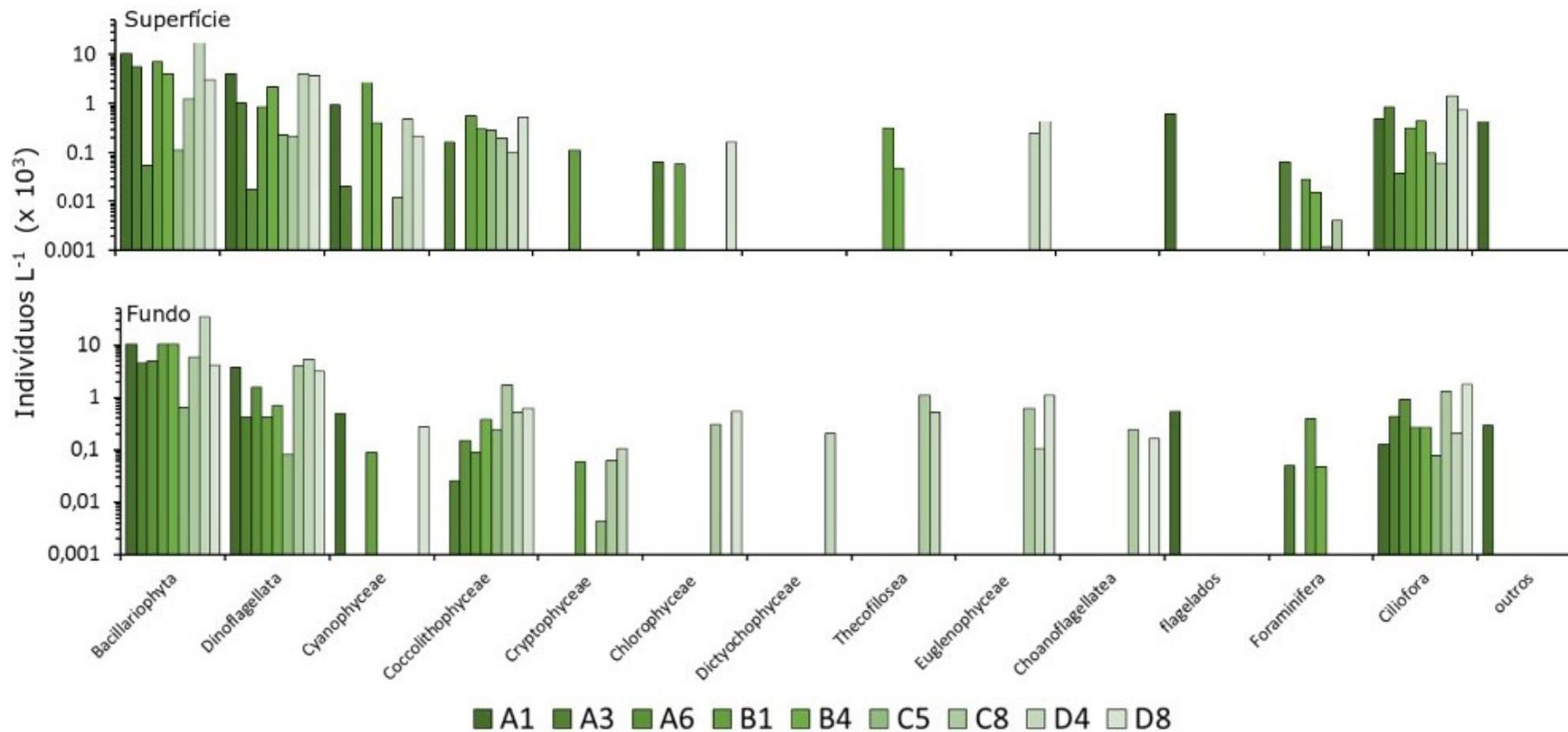
Fonte: Autoria própria.

Figura 58: Proporção relativa dos principais grupos do fito e protozooplâncton >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. As estações amostrais correspondem aos pontos do mapa da Figura 49. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições meteorológicas adversas.



Fonte: Autoria própria.

Figura 59: Abundância dos principais grupos de organismos do fitoplâncton e protozooplâncton na faixa dimensional >15µm em amostras de superfície e próximas ao fundo. As estações correspondem aos pontos do mapa da Figura 49. Estações sem valores representam locais ou profundidades cuja amostragem não estava prevista no plano de trabalho ou que não puderam ser amostrados devido a condições meteorológicas adversas.

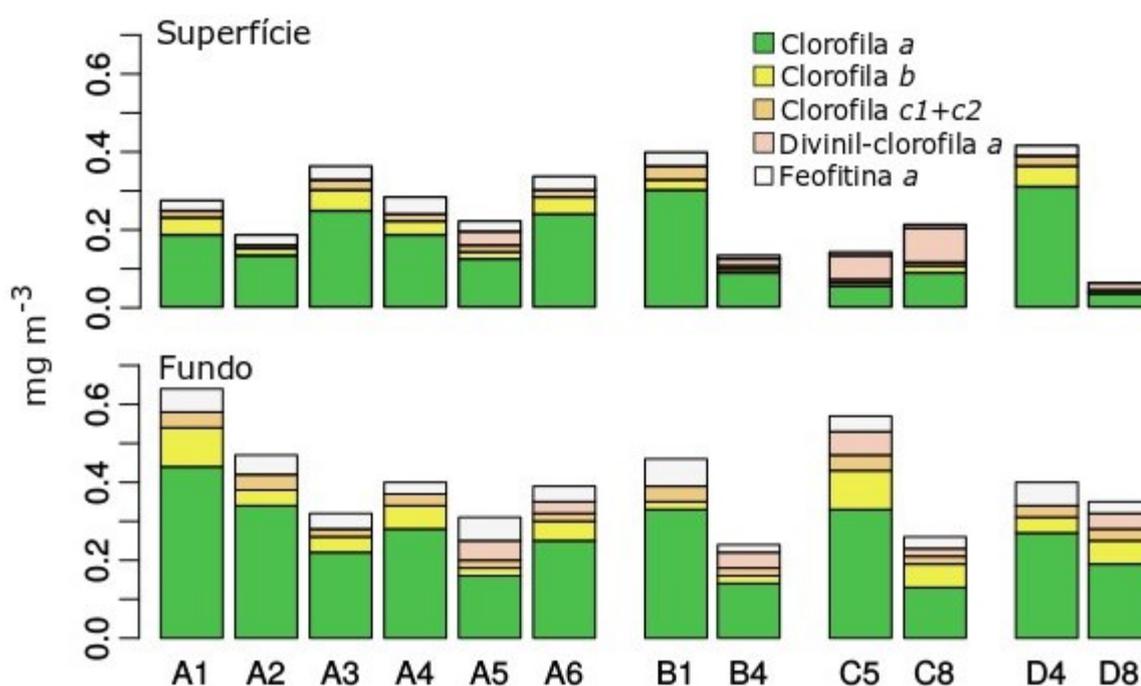


Fonte: Autoria própria.

1.10.3.1 Quantificação de pigmentos por espectrofluorimetria

Pigmentos fotossintetizantes (clorofilas a, b, c1+c2, divinilclorofila a) foram quantificados em amostras coletadas na superfície e próximas ao fundo (Figura 60) em estações coincidentes com aquelas onde foram coletadas as amostras analisadas por microscopia. As concentrações de pigmentos variaram entre 0.1 e 0.6 mg.m⁻³. A menor concentração foi observada na superfície da estação D8, a mais afastada da costa na Área D (ao largo da Foz do Rio Doce). Nas áreas A e C as concentrações foram ligeiramente maiores próximo ao fundo em relação à superfície. O predomínio de clorofila a sobre divinil-clorofila a, na maioria dos sítios, evidencia a maior contribuição de eucariotos em relação à picocianobactérias para a biomassa dos produtores primários pelágicos, um padrão característico de regiões costeiras (Not et al., 2012). Somente nas amostras de superfície nos dois sítios analisados da Área C (C5 e C8) observou-se maior proporção de divinil-clorofila a em relação a clorofila a, indicando domínio de picocianobactérias do gênero *Prochlorococcus*, o que é esperado em função da proximidade à quebra da plataforma e consequente influência de águas oceânicas. Os resultados da composição pigmentar (Figura 60) corroboram as análises por citometria de fluxo e microscopia. A presença das clorofila c1+c2 e da clorofila b na maioria das amostras indica a possível contribuição de dinoflagelados e clorófitas na biomassa de produtores primários (Raven et al., 2011). Em conjunto, os resultados das análises qualitativas e quantitativas dos organismos planctônicos e da concentração de pigmentos na água indicam uma comunidade diversa de produtores primários, com domínio de picocianobactérias nos sítios mais afastados da costa e influenciados por águas oceânicas, e do fitoplâncton eucarioto, majoritariamente diatomáceas, dinoflagelados e pequenos flagelados, nos sítios mais costeiros.

Figura 60: Concentração de pigmentos fotossintetizantes em amostras de água de superfície e fundo coletadas nas Áreas A, B, C e D.



Fonte: Autoria própria.

1.11 CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Nesse relatório apresentamos as características e o contexto no qual estão inseridos os recifes e bancos de rodolitos do norte do Espírito Santo e sul da Bahia, bem como o arcabouço conceitual empregado para avaliar os efeitos do Desastre de Mariana sobre esses ecossistemas. Trata-se de impactos de natureza e magnitude sem precedentes e efeitos complexos incidindo sobre os ecossistemas marinhos mais biodiversos do Atlântico Sul. Assim, a execução do projeto está sendo baseada no emprego simultâneo de diferentes abordagens amostrais e analíticas, bem como no aprimoramento contínuo das ferramentas e estratégias de monitoramento (Spellerberg, 2005; Gitzen et al., 2012). O monitoramento em longo prazo de uma malha amostral espacialmente relevante, incluindo gradientes de atenuação e áreas controle, é uma das principais chaves para o entendimento objetivo dos impactos do desastre sobre os recifes, sendo essencial para subsidiar medidas de resposta que possam, de fato, mitigar e restaurar o patrimônio natural degradado. A deficiência das *baselines*, além de dificultar as avaliações, revelou a fragilidade do licenciamento e a necessidade de aprimoramentos na gestão ambiental em áreas marinhas sujeitas a impactos crônicos e agudos de atividades minerárias. Por outro lado, os resultados alcançados compõem uma *baseline* ímpar, pós-desastre, acerca da estrutura das comunidades bentônicas recifais e comunidades planctônicas sobrejacentes, a qual permitirá, doravante, o acompanhamento de alterações associadas ao desastre e outros indutores da dinâmica dessas comunidades, sejam eles naturais ou antropogênicos. Com exceção da Área A (PARNAM Abrolhos e adjacências), que conta com *baselines* do PELD, os dados aqui apresentados compreendem a única base robusta para comparações espaciais e temporais em comunidades recifais da área afetada. Trata-se de informações chave para balizar um programa otimizado para monitoramento das comunidades recifais (e.g. Magurran et al., 2010; Edwards et al., 2010; Lindenmayer & Likens, 2018). Merece destaque a ampliação significativa do inventário da biodiversidade da região de estudo, com documentação robusta.

Embora os experimentos com armadilhas de sedimento e estruturas de colonização ainda estejam em andamento, foram encontradas assinaturas mineralógicas indicando possível deposição de rejeitos de minério sobre bancos de rodolitos e recifes costeiros, com atenuação na concentração de hematita a partir da foz do Rio Doce. Concentrações da ordem de 1% de hematita registradas em sedimentos recifais coletados a 60 km da foz também apontam para uma área de influência do desastre abrangendo dezenas de milhares de km² (Bianchini, 2016), uma vez que a dispersão de material dissolvido tende a ser muito superior do que a de particulados. Particulados de minérios de ferro podem aumentar as concentrações intra-talo de metais em algas e outros organismos, uma vez que partículas aderidas ao muco superficial podem ser biodisponibilizadas. Além disso, propágulos podem se aglutinar a partículas de minério e decantar rapidamente, interferindo na dispersão, recrutamento, e taxas fotossintéticas (Nassar et al., 2002, 2003).

As principais forçantes climáticas, oceanográficas e antropogênicas foram preliminarmente identificadas e relacionadas à heterogeneidade das comunidades recifais bênticas da área de estudo. Dentre as associações verificadas (e.g. profundidade, morfologia do recife), merece destaque o papel

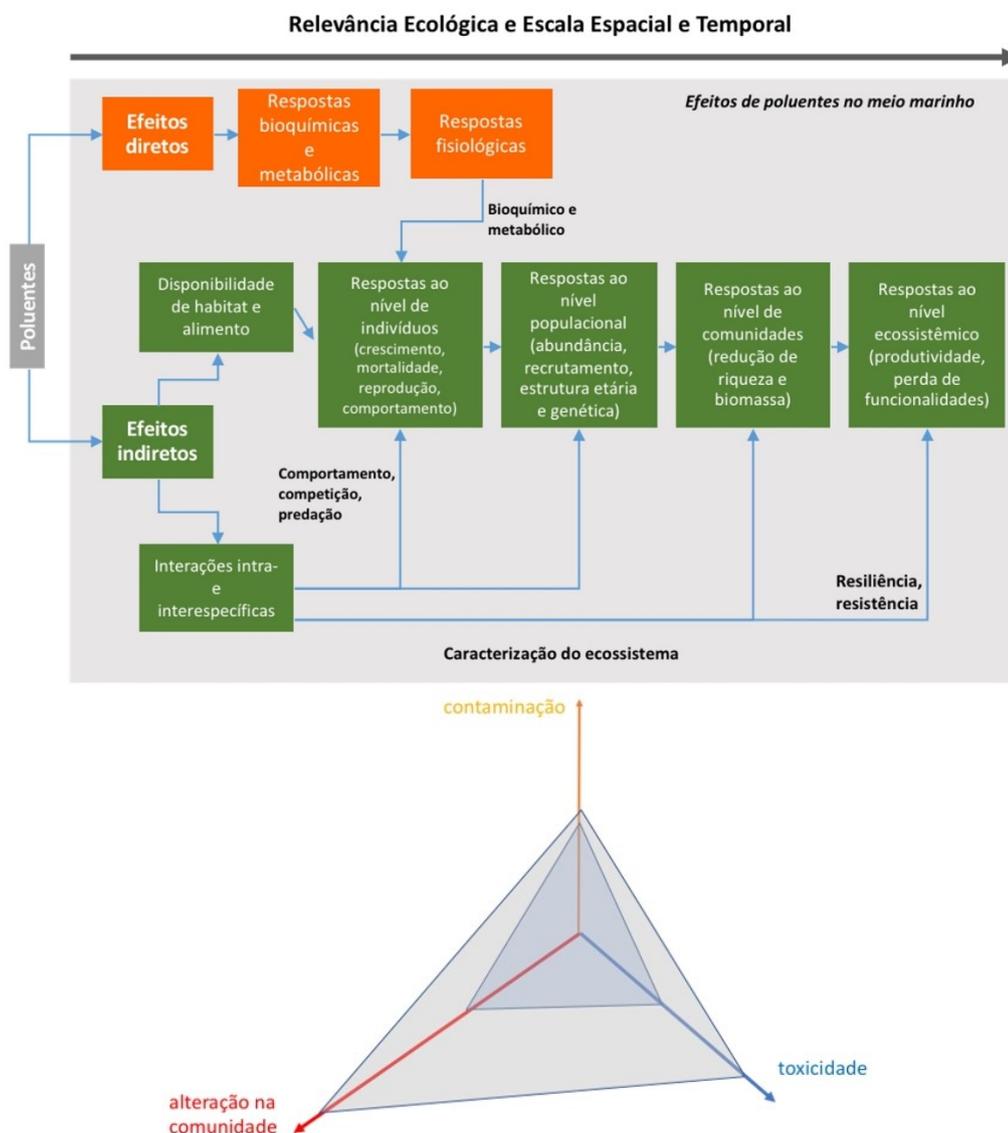
da turbidez (correlacionada à penetração da luz e deposição de sedimentos) como variável indutora da estrutura das comunidades recifais bênticas. Portanto, aumentos na turbidez, seja por aportes crônicos ou ressuspensão de material particulado e dissolvido, tóxico ou inerte, oriundo ou não do desastre, ou mesmo por efeitos indiretos (aumento em nutrientes e na produção primária e secundária), induzirão mudanças nas comunidades recifais. Nesse sentido, a base de dados prévios sobre a Área A, a mais afastada da foz do Rio Doce, revelou flutuações substanciais na abundância de competidores e facilitadores do crescimento de corais a partir de 2016. Embora ainda não permitam associações diretas com o desastre, as flutuações observadas demandam atenção continuada à dinâmica dessas comunidades, concomitantemente à aquisição das variáveis ambientais indutoras de alterações (e.g. temperatura, turbidez, sedimentação e natureza do sedimento, contaminantes). Os dados sobre a saúde dos corais, baseados na fotobiologia e características dos simbioses, também corroboram a influência da penetração da luz no metabolismo desses organismos que, de maneira geral, demonstraram potencial de aclimação. No entanto, os limites da aclimação permanecem mal conhecidos e devem ser explorados através de experimentos naturais e manipulativos a serem desenvolvidos em outras etapas de execução do PMBA.

Para concluir essa síntese, ressaltamos que os problemas endereçados pelo projeto abrangem desde respostas fisiológicas mais instantâneas, ao nível de indivíduos (e.g. fotobiologia e simbioses), até respostas mais lentas ao nível populacional e de comunidades (e.g. cobertura e demografia de corais) (Figura 61). Por exemplo, sob níveis sub-letais de contaminação, alterações na riqueza e cobertura de organismos construtores longevos e de crescimento lento (e.g. corais) se configuram ao longo de anos a décadas. Além disso, a propagação dos efeitos pode ser espacialmente complexa, dependendo da natureza (e.g. sombreamento, contaminação por metais) e da magnitude dos estressores, dos padrões de circulação e da dinâmica metapopulacional peculiar a cada espécie (e.g. tempo de duração larval, competência de larvas e recrutas), entre outros (Spellerberg, 2005; Gitzen et al., 2012). Colônias de corais podem viver centenas de anos, mas cada coorte passa por um intenso filtro (*bottleneck*) de mortalidade na fase larval (semanas) e nas primeiras etapas após o recrutamento (anos). Assim, falhas no recrutamento ou desvantagens competitivas induzidas por alterações no ambiente são detectáveis apenas em médio e longo prazo, mas podem implicar em reestruturação do ecossistema em função de efeitos indiretos, comprometendo definitivamente a biodiversidade e o provimento de serviços ecossistêmicos.

Em ambientes prístinos, contaminação por metais dissolvidos diminui significativamente as taxas de fecundidade, fertilidade, sobrevivência larval e o recrutamento de diversas espécies de corais (Zhou et al., 2014; Hudspith et al., 2017). Outros organismos apresentam sintomas mais rapidamente. Macroalgas, por exemplo, apresentam queda abrupta de clorofila "a" sob concentrações aumentadas de Cu (McCormick & Cairns, 1994; Piovár et al., 2011). Comunidades bênticas em ambientes cronicamente afetados por contaminantes tendem a ser mais resilientes, mas também tendem a ter menos diversidade, uma vez que espécies sensíveis são substituídas por espécies oportunistas resistentes e de crescimento mais rápido (Johnston & Roberts, 2009). A substituição de espécies tem

consequências que podem se propagar para outros níveis tróficos e afetar toda a comunidade, uma vez que implica em alterações nas taxas de recrutamento e sobrevivência (Sanders 1986; Somerfield et al., 1994). As respostas de comunidades biológicas são difíceis de prever, principalmente em sistemas complexos como os recifes e bancos de rodólitos, mas a perda de espécies é amplamente documentada em situações de estresse ambiental (Correa et al., 1999; Johnston & Roberts, 2009). Um entendimento abrangente dos padrões e processos em configuração na enorme área recifal afetada pelo Desastre de Mariana permitirá indicar espécies, áreas e medidas prioritárias para restauração e conservação.

Figura 61: Diagrama esquemático dos efeitos diretos e indiretos da poluição nos diferentes níveis organizacionais da biota e dos ecossistemas marinhos. Assim como a complexidade do sistema, a relevância ecológica dos efeitos aumenta na direção das maiores escalas espaciais e temporais.



Fonte: Adaptado de Chapman, P.M. & McDonald, B.G. (2005). Using the sediment quality triad (SQT) in ecological risk assessment. In: Blaise C, Férrard J-F (eds.). Small-scale Freshwater Toxicity Investigations, pp. 305-329 e Chapman, P.M. (2000). The Sediment Quality Triad: then, now and tomorrow. Int. J.I Env. Pol. 13: 351-365.

“Effective long-term environmental monitoring is difficult and challenging; it requires good design, careful review, long-term commitment, and often gets overlooked when resources are handed out by our political leaders. Given this, why bother? We bother because long-term monitoring is the cornerstone of effective environmental policy and management. In a ‘post-truth’ age witnessing a crisis in biodiversity decline, long-term monitoring is something we can’t afford not to do. “

David Lindenmayer (2018)

Decision Point

Perspectivas

As lições aprendidas nesse primeiro ciclo de execução do projeto apontam não somente para a premência da aquisição contínua de dados, mas também para ajustes no monitoramento recifal conduzido no âmbito do PMBA, visando adequação e otimização do esforço (Spellerberg, 2005; McDonald-Madden et al., 2010). Por exemplo, para o monitoramento em longo prazo, a malha amostral focada em acessar a estrutura das comunidades bênticas poderia sofrer diminuição na densidade de estações em algumas áreas (e.g. Área D), e aumento em outras (Áreas B e C). Amostragens trimestrais em toda a malha acabam por não representar ganho significativo na resolução, devendo ser circunscritas a estudos sobre efeitos do desastre no nível de organismos-alvo, em localidades selecionadas. Tais medidas, ao mesmo tempo em que assegurariam a robustez da base de dados, reduziram custos de maneira significativa. Ainda na dimensão amostral, o uso de imageamento hiperspectral (e.g. Chennu et al., 2017), fotomosaicos em 3D (Burns et al., 2015), e detecção de recifas de corais com luz UV poderia ampliar ainda mais a eficiência das amostragens não destrutivas baseadas em imageamento do fundo. O desenvolvimento de “landers” e “dropcams” instrumentadas também se apresenta como alternativa pertinente para reduzir custos e reduzir a necessidade de mergulhadores, especialmente nas áreas abaixo dos 20 m de profundidade. A instalação de *landers* com sistema de desacoplamento acústico também resultaria em diminuição no uso de mergulhadores.

Na dimensão analítica, além das abordagens apresentadas na Introdução, o projeto vem adotando medidas para automatização do *workflow* de análises de imagens do bentos, com customização de protocolos semi-automatizados de reconhecimento de padrões em imagens, com uso de algoritmos de inteligência artificial. Essa medida, que reduz significativamente o custo homem-hora dessa atividade, também poderia ser expandida para o imageamento em fluxo. Essas análises também se mostraram eficientes para quantificar o pico e nanoplâncton, o que não se observa em análises microscópicas tradicionais, especialmente em escalas espaciais muito amplas. Futuros ciclos de monitoramento deveriam ampliar a cobertura espacial de amostragens para análises automatizadas por citometria e imageamento em fluxo. Alterações no plâncton são indicadoras de alterações na estrutura trófica da coluna d’água e no acoplamento bento-pelágico (fluxos entre a coluna d’água e o fundo). Além disso, como a quantidade de flocos e partículas detriticas foi alta em diversas estações, indicamos que o entendimento desse processo seja aprofundado, incluindo a elucidação da natureza do particulado. O acoplamento bento-pelágico nos recifes e bancos de rodólitos é um tema mal coberto na literatura e ainda pouco explorado pelo projeto. Os estudos sobre biomineralizadores, engenheiros do ecossistema, devem ser ampliados de forma a incluir a variação nas taxas de crescimento de algas e corais (escalas decadais) e incorporação de elementos (e.g. McCoy & Kamenos, 2015) com base em

análises dos esqueletos e suas bandas de crescimento. A composição biológica, química e mineral de rodolitos e em “cores” nos recifes também deveria receber atenção prioritária, visto que indica aprisionamento de rejeito e contaminantes, e permitiria elucidar como a influência terrígena e antropogênica no Oceano variou ao longo do histórico de ocupação e degradação da Bacia do Rio Doce, que culminou com o Desastre de Mariana (veja Willis et al, 2010). Por fim, na medida em que os inventários com métodos tradicionais se consolidarem, ao fim desse primeiro ciclo, o caminho natural seria complementá-los com abordagens genéticas de *metabarcoding* que permitam detecção rápida e de alta resolução, da biodiversidade marinha (Wangensteen & Turon, 2017).

Quantificar os impactos do Desastre de Mariana sobre os ecossistemas recifais, através de *baselines* e monitoramento, fornece o embasamento essencial para delinear estratégias de gestão para medidas de mitigação e restauração (Spellerberg, 2005, Magris et al., 2019). Mas, qual o leque de opções de resposta, ao nível do manejo, para um contexto tão complexo e de dimensões jamais enfrentadas? Evidentemente, a recuperação da bacia hidrográfica (e.g. vegetação ripária, saneamento) e a contenção do fluxo de material a jusante de Fundão são pré-essenciais, inclusive para o sucesso de iniciativas de restauração dos recifes (Brodie et al., 2012; Gomez et al., 2014). Em paralelo, o mapeamento completo da ocorrência de recifes e bancos de rodolitos, juntamente com a identificação das áreas recifais mais e menos afetadas, dentro e fora de Unidades de Conservação, irá indicar onde enfatizar ações de proteção (e.g. áreas bem conservadas que podem servir como fontes de propágulos) ou restauração (e.g. áreas afetadas apenas nos momentos mais agudos, ou mesmo cronicamente). A restauração de recifes degradados envolve um conjunto de técnicas em desenvolvimento (e.g. Anthony et al., 2017; Ladd et al., 2019), mas com diversos *cases* de sucesso (e.g. Rinkevich 2005, Gomez et al; 2014; Ku'ulei et al., 2017; Williams et al. 2019; Tortolero-Langarica et al., 2019). Tais intervenções devem compor um eixo importante na atuação das mineradoras, junto à comunidade científica e a sociedade (Hein et al., 2019), no sentido de mitigar o dano causado ao Oceano em função de sua atuação e dos desastres recentes.

1.12 REFERÊNCIAS

- ALLDREDGE AL, GOTSCHALK CC. 1990. The relative contribution of marine snow of different origins to biological processes in coastal waters. *Cont. Shelf Res.* 10:41-58.
- AMADO-FILHO, GM, MANEVELDT G., MARINS BV, MANSO RCC et al., 2007. Structure of rhodolith beds from a depth gradient of 4 to 55 meters at the south of Espírito Santo State coast, Brazil. *Ciencias Marinas* 33: 399-410.
- AMADO-FILHO, GM, MANEVELDT GW, PEREIRA-FILHO, GH, MANSO RCC., BAHIA RG et al., 2010. Seaweed associated with a Brazilian tropical rhodolith bed. *Ciencias Marinas* 36: 371–391.
- AMADO-FILHO GM, MOURA RL, BASTOS AC, SALGADO LT, SUMIDA PY, GUTH AZ, et al. 2012. Rhodolith beds are major CaCO₃ bio-factories in the tropical South West Atlantic. *PLoS ONE* 7(4): e35171.
- ANTHONY K, BAY LK, COSTANZA R, FIRN J, GUNN J et al. 2017. New interventions are needed to save coral reefs. *Nature Ecol. Evol.* 1(10): 1420-1422.
- BASTOS AC, MOURA RL, MORAES FC, VIEIRA LS, BRAGA JC et al. 2018. Bryozoans are major modern builders of South Atlantic oddly shaped reefs. *Sci. Rep.* 8(1):9638.
- BATISTA D, MURICY G, ROCHA RC, MIEKELEY NF. 2014. Marine sponges with contrasting life histories can be complementary biomonitors of heavy metal pollution in coastal ecosystems. *Env. Sci. Pol. Res.* DOI 10.1007/s11356-014-2530-7
- BEIJBOM O, EDMUNDS PJ, KLINE DI, MITCHELL BG, KRIEGMAN D. 2012. Automated annotation of coral reef survey images. In: *IEEE Conf. Comp. Vision and Pattern Recognition*, pp. 1170-1177.
- BIANCHINI A. 2016. Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPESUL/ICMBio. Universidade Federal do Rio Grande – FURG & Instituto de Ciências Biológicas. Brasília, 28 de abril de 2016
- BIELMYER GK, GROSELL, M, BHAGOOOLLI R, BAKER AC, LANGDO, C. et al., 2010. Differential effects of copper on three species of scleractinian corals and their algal symbionts (*Symbiodinium* spp.). *Aquat. Toxicol.* 97(2), 125-133.
- BIRKELAND, C. 1997. *Life and death of coral reefs*. Springer.
- BRODIE JA, KROON FJ, SCHAFFELKE B, WOLANSKI EC, LEWIS SE, et al., 2012. Terrestrial pollutant runoff to the Great Barrier Reef: An update of issues, priorities and management responses. *Mar. Pol. Bull.* 65: 81–100.

- BURNS JH, DELPARTE D, GATES RD, TAKABAYASHI M. 2015. Integrating structure-from-motion photogrammetry with geospatial software as a novel technique for quantifying 3D ecological characteristics of coral reefs. *PeerJ* 3:e1077.
- CAPON RJ, ELSBURY KE, BUTLER MS et al., 1993. Extraordinary levels of cadmium and zinc in a marine sponge, *Tedania charcoti* Topsent: inorganic chemical defense agents. *Experientia* 49: 263-264.
- CASTRO CB, SEGAL B, NEGRÃO F, CALDERON EN. 2012. Four-year monthly sediment deposition on turbid southwestern Atlantic coral reefs, with a comparison of benthic assemblages. *Braz. J. Oceanogr.* 60(1): 49-63.
- CHENNU A, FÄRBER P, DE'ATH G, DE BEER D, FABRICIUS KE. 2017. A diver-operated hyperspectral imaging and topographic surveying system for automated mapping of benthic habitats. *Sci. Rep.* 7(1):7122.
- CORREA JA., CASTILLA JC., RAMÍREZ M, VARAS M, LAGOS N et al., 1999. Copper, copper mine tailings and their effect on marine algae in northern Chile. In: *Sixteenth International Seaweed Symposium* (pp. 571-581). Springer, Dordrecht.
- COSTANZA R, DE GROOT R, SUTTON P, VAN DER PLOEG S, ANDERSON SJ et al., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Env. Change* 26:152-158.
- EDWARDS M, BEAUGRAND G, HAYS GC, KOSLOW JA, RICHARDSON AJ. 2010. Multi-decadal oceanic ecological datasets and their application in marine policy and management. *Trends Ecol. Evol.* 25(10): 602-10.
- EVANGELISTA, H. 2018. Sobre a incorporação anômala de metais em corais do Parque Nacional dos Abrolhos decorrente da chegada da pluma de rejeitos da Samarco na foz do Rio Doce – ES. Relatório encaminhado ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- FAROOQ A, FENCHEL T, FIELD JG, GRAY JS, MEYER-REIL LA, THINGSTAD F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10: 257–263.
- FITT WK, BROWN BE, WARNER ME, DUNNE RP. 2001. Coral bleaching: interpretation of thermal tolerance limits and thermal thresholds in tropical corals. *Coral Reefs* 20:51-65.
- FLOMBAUM P, GALLEGOS JL, GORDILLO RA, RINCON J, ZABALA LL et al. 2013. Present and future global distributions of the marine cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Proc. Natl. Acad. Sci USA* 110(24): 9824–9829.
- FRANCINI-FILHO RB, CONI EO, MEIRELLES PM, AMADO-FILHO GM, PEREIRA-FILHO GH 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.
- GITZEN RA, MILLSPAUGH JJ, COOPER AB, LICHT DS. 2012. Design and analysis of long-term ecological monitoring studies. Cambridge Univ. Press.

GOLDBERG WM. The biology of reefs and reef organisms. Univ. Chicago Press.

GOLDER ASSOCIATES LTDA. 2016. Rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão, Avaliação do estado de conservação dos bancos de macroalgas e rodólitos adjacentes à Foz do Rio Doce. Samarco Mineração S/A. Outubro, 2016.

GOLDER ASSOCIATES LTDA. 2017. Programa de caracterização geoquímica de rejeitos, solos e sedimentos. Samarco Mineração S/A. Dezembro de 2017.

GOMEZ ED, CABAITAN PC, YAP HT, DIZON RM. Can coral cover be restored in the absence of natural recruitment and reef recovery. *Rest. Ecol.* 22(2): 142-50.

GREEN RH, GREEN RM. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley & Sons.

GUIMARÃES SMPB, AMADO-FILHO GM. 2008. Deep-water gelatinous rhodophytes from southern Espírito Santo State, Brazil. *Bot. Mar.* 51: 378–387.

GUIMARAES SMPB. 2003. Uma análise da diversidade da flora marinha bentônica do estado do Espírito Santo, Brasil. *Hoehnea* 30: 11-19.

GUIMARÃES SMPB. 2006 A revised checklist of benthic marine Rhodophyta from the State of Espírito Santo, Brazil. *Bol. Inst. Bot.* 17: 143–194.

HANSKI IA, GAGGIOTTI OE, GAGGIOTTI OF. 2004. Ecology, genetics and evolution of metapopulations. Academic Press.

HEIN MY, BIRTLES A, WILLIS BL, GARDINER N, BEEDEN R, MARSHALL NA. 2019. Coral restoration: Socio-ecological perspectives of benefits and limitations. *Biol. Cons.* 229:14-25.

HERNANDEZ-KANTUN JJ., GABRIELSON P, HUGHEY JR, PEZZOLESI L et al., 2016. Reassessment of branched *Lithophyllum* spp. (Corallinales, Rhodophyta) in the Caribbean Sea with global implications. *Phycologia* 55: 619-639.

HORTA PA, AMANCIO E, COIMBRA CS, OLIVEIRA EC. 2001. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. *Hoehnea* 28: 243–265.

HUDSPITH M, REICHEL-TBRUSHETT A, HARRISON PL. 2017. Factors affecting the toxicity of trace metals to fertilization success in broadcast spawning marine invertebrates: A review. *Aquatic Toxicol.* 184: 1-13.

JAFARABADI AR, BAKHTIARI AR, MAISANO M, PEREIRA P, CAPPELLO T. 2018. First record of bioaccumulation and bioconcentration of metals in Scleractinian corals and their algal symbionts from Kharg and Lark coral reefs (Persian Gulf, Iran). *Sci. Total Env.* 640: 1500-1511.

JOHNSTON EL, ROBERTS DA. 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: a review and meta-analysis. *Env. Pol.* 157(6): 1745-1752.

- JONES RJ. 1997. Zooxanthellae loss as a bioassay for assessing stress in corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 149: 163-171.
- JONES RJ. 2004. Testing the 'photoinhibition' model of coral bleaching using chemical inhibitors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 284: 133–145
- JONES RJ, KERSWELL AP. 2003. Phytotoxicity of Photosystem II (PSII) herbicides to coral. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 261:149 – 159.
- KIRCHMAN DL. 2008. *Microbial ecology of the oceans*. J. Wiley & Sons Inc., New Jersey. 593 p.
- KRITZER JP, SALE PF. 2010. *Marine metapopulations*. Elsevier.
- KU'ULEI SR, DONÀ AR, STENDER Y, LAGER C, JOKIEL PL. 2017. Effectiveness of coral relocation as a mitigation strategy in Kāne 'ohe Bay, Hawai 'i. *PeerJ* 5:e3346.
- LADD MC, BURKEPILE DE, SHANTZ AA. 2019. Near-term impacts of coral restoration on target species, coral reef community structure, and ecological processes. *Rest. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/rec.12939>
- LAIB, E, LEGHOUCHI E. 2011. Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn concentrations in *Ulva lactuca*, *Codium fragile*, *Jania rubens*, and *Dictyota dichotoma* from Rabta Bay, Jijel (Algeria). *Env. Mon. Assess.* 184: 1711-1718.
- Li WKW. 1997. Cytometric diversity in marine ultraphytoplankton. *Limnol. Oceanogr.* 42(5): 874-880.
- LI S, YU K, ZHAO J, FENG Y, CHEN T. 2017. Trace metal anomalies in bleached *Porites* coral at Meiji Reef, tropical South China Sea. *Chinese J Oceanol. Limnol.* 35(1): 115-121.
- LINDENMAYER DB, LIKENS GE. 2018. *Effective ecological monitoring*. CSIRO Publ., Melbourne.
- Magris RA, Marta-Almeida M, Monteiro JA, Ban NC. 2019. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). *Sci. Tot. Env.* 659:828-40.
- MANLY BF, ALBERTO JA. 2016. *Multivariate statistical methods: a primer*. Chapman & Hall/CRC.
- MARINS BV, AMADO-FILHO GM, BARBARINO E, PEREIRA-FILHO GH, LONGO LL. 2014. Seasonal changes in population structure of the tropical deep-water kelp *Laminaria abyssalis*. *Phycol. Res.* 62: 55–62.
- MAZZEI EF, BERTONCINI AA, PINHEIRO HT, MACHADO LF, VILAR CC et al., 2017. Newly discovered reefs in the southern Abrolhos Bank, Brazil: anthropogenic impacts and urgent conservation needs. *Mar. Poll. Bull.* 114(1):123-33.
- MCCORMICK PV, CAIRNS J. 1994. Algae as indicators of environmental change. *J. Appl. Phycol.* 6(5-6): 509-526.

- MCCOY SJ, KAMENOS NA. 2015. Coralline algae (Rhodophyta) in a changing world: integrating ecological, physiological, and geochemical responses to global change. *J. Phycol.* 51: 6-24.
- MCDONALD-MADDEN E, BAXTER PW, FULLER RA, MARTIN TG, GAME ET et al., 2010. Monitoring does not always count. *Trends Ecol. Evol.* 25(10): 547-50.
- MCLENON A, DITULLIO L. 2012. Effects of increased temperature on dimethylsulfoniopropionate (DMS) concentration and methionine synthase activity in *Symbiodinium microadriaticum*. *Biogeochemistry* 110:1 7–29.
- MIRANDA LB. 1982. Análise de massa de água de plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo de São Tomé (RJ) à Ilha de São Sebastião (SP). São Paulo. Tese (Livre Docência). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 194 pp.
- MOURA RL, SECCHIN NA, AMADO-FILHO GM, FRANCINI-FILHO RB, FREITAS MO et al., 2013. Spatial patterns of benthic megahabitats and conservation planning in the Abrolhos Bank. *Cont. Shelf Res.* 70:109-17.
- NASSAR CAG, LAVRADO HP, YONESHIGUE-VALENTIN Y. 2002. Effects of iron-ore particles on propagule release, growth and photosynthetic performance of *Sargassum vulgare* C. Agardh (Phaeophyta, Fucales). *Rev. Bras. Bot.* 25: 459-468.
- NASSAR CAG, SALGADO LT, YONESHIGUE-VALENTIN Y, AMADO FILHO G.M. 2003. The effect of iron-ore particles on the metal content of the brown alga *Padina gymnospora* (Espírito Santo Bay, Brazil). *Env. Pol.* 123: 301–305.
- NOT F, SIANO R, WIEBE H.C.F., KOOISTRA WHCF, SIMON N, VAULOT D, PROBERT I. 2012. Diversity and ecology of eukaryotic marine phytoplankton. *Adv. Bot. Res.* 64: 1-53.
- PARTENSKY F, HESS WR, VAULOT D. 1999. *Prochlorococcus*, a marine photosynthetic prokaryote of global significance. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 63:106–127.
- PHILIPP E, FABRICIUS K. 2003. Photophysiological stress in scleractinian corals in response to short-term sedimentation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 287:57–78.
- PICCINNI E. 1989. Response to heavy metals of uni- and multicellular organisms: Homologies and analogies. *Italian J. Zool.* 56(3): 265-271.
- PIOVÁR J, STAVROU E, KADUKOVÁ J, KIMÁKOVÁ T, BAČKOR M. 2011. Influence of long-term exposure to copper on the lichen photobiont *Trebouxia erici* and the free-living algae *Scenedesmus quadricauda*. *Plant Growth Regulation* 63(1): 81-88.
- PROPPS R, MONSIEURS P, MYSARA M, CLEMENT L, BOON N. 2016. Measuring the biodiversity of microbial communities by flow cytometry. *Methods Ecol. Evol.* 7: 1376-1385.

- QUARESMA VD, CATABRIGA G, BOURGUIGNON SN, GODINHO E, BASTOS AC. 2015. Modern sedimentary processes along the Doce river adjacent continental shelf. *Braz. J. Geol.* 45(4):635-44.
- RAVEN PH, EVERT RF, EICHHORN SE. 2011. *Biologia Vegetal*. 7. ed. Rio de Janeiro. Koogan, 830p.
- Rainbow PS, Furness RW. 1990. *Heavy metals in the marine environment*. CRC Press.
- RIBEIRO FV, SÁ JA, FISTAROL GO, SALOMON PS, PEREIRA RC, SOUZA ML et al. 2018. Long-term effects of competition and environmental drivers on the growth of the endangered coral *Mussismilia braziliensis* (Verril, 1867). *PeerJ* 6: e5419.
- RINKEVICH B. 2005. Conservation of coral reefs through active restoration measures: recent approaches and last decade progress. *Env. Sci. Technol.* 39(12): 4333-4342.
- RYGG B. 1985. Effect of sediment copper on benthic fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 25: 83-89
- SALGADO LT, ANDRADE LR, AMADO-FILHO GM. 2005. Localization of specific monosaccharides in cells of the brown alga *Padina gymnospora* and the relation to heavy-metal accumulation. *Protoplasma* 225: 123-128.
- SANDERS JG. 1985. Arsenic geochemistry in Chesapeake Bay: dependence upon anthropogenic inputs and phytoplankton species composition. *Mar. Chem.* 17(4): 329-340.
- SHEPPARD C, DAVY S, PILLING G, GRAHAM N. 2017. *The biology of coral reefs*. Oxford.
- SCHMITT RJ, OSENBURG CW 1986. *Detecting ecological impacts: concepts and applications in coastal habitats*. Elsevier.
- SCHREIBER U. 2004. Pulse-Amplitude-Modulation (PAM) Fluorometry and saturation pulse method: An overview. In: Papageorgiou G.C., Govindjee (eds) *Chlorophyll a fluorescence. Advances in Photosynthesis and Respiration*, v. 19. Springer, Dordrecht.
- SISSINI MN, OLIVEIRA MC, GABRIELSON PW, ROBINSON NM, OKOLODKOV YB et al., 2014. *Mesophyllum erubescens* (Corallinales, Rhodophyta): so many species in one epithet. *Phytotaxa* 190: 299-319.
- SOMERFIELD PJ, GEE JM, WARWICK RM. 1994. Soft sediment meiofaunal community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 105: 79-88.
- SOSIK HM, OLSON RJ, ARMBRUST EV. 2010. Flow cytometry in phytoplankton research. In: Suggett D, Prášil O, Borowitzka M (eds) *Chlorophyll a Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications*. *Developments in Applied Phycology*, vol. 4. Springer, Dordrecht.
- SPALDING M, BURKE L, WOOD SA, ASHPOLE J, HUTCHISON J, ERMGASSEN P. 2017. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Mar. Policy* 82:104-113.

- SPELLERBERG IF. 2005. Monitoring ecological change. Cambridge Univ. Press.
- STEWART-OATEN, A. 1996. Goals in environmental monitoring. In: Schmitt RJ, Osenberg CW (eds). Detecting ecological impacts: concepts and applications in coastal habitats. Elsevier.
- STEWART-OATEN A, BENICE JR, OSENBURG CW. 1992. Assessing effects of unreplicated perturbations: no simple solutions. *Ecology* 73(4):1396-404.
- SUGGETT DJ, GOYEN S, EVENHUIS C, SZABO M, PETTAY DT, WARNER ME, RALPH PJ. 2015. Functional diversity of photobiological traits within the genus *Symbiodinium* appears to be governed by the interaction of cell size with cladal designation. *New Phytologist* 208: 370–381.
- TEIXEIRA CD, LEITÃO RL, RIBEIRO FV, MORAES FC, NEVES LM, BASTOS AC et al., 2019. Sustained mass coral bleaching (2016–2017) in Brazilian turbid-zone reefs: taxonomic, cross-shelf and habitat-related trends. *Coral Reefs*.: <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01789-6>.
- TORTOLERO-LANGARICA JA, RODRÍGUEZ-TRONCOSO AP, CUPUL-MAGAÑA AL, ALARCÓN-ORTEGA LC, SANTIAGO-VALENTÍN JD. 2019. Accelerated recovery of calcium carbonate production in coral reefs using low-tech ecological restoration. *Ecol. Engin.* 128:89-97.
- UNDERWOOD AJ. 1991. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Mar. Freshw. Res.* 42(5):569-87.
- UNDERWOOD AJ. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161(2):145-78.
- WANGENSTEEN OS, TURON X. 2017. Metabarcoding techniques for assessing biodiversity of marine animal forests. In: Rossi S et al. (eds) *Marine animal forests*. Springer, Cham.
- WARNER ME, CHILCOAT GC, MCFARLAND FK, FITT WK. 2002. Seasonal fluctuations in the photosynthetic capacity of photosystem II in symbiotic dinoflagellates in the Caribbean reef-building coral *Montastraea*. *Mar. Biol.* 141: 31–38.
- WILLIAMS SL, SUR C, JANETSKI N, HOLLARSMITH JA, RAPI S, et al., 2019. Large-scale coral reef rehabilitation after blast fishing in Indonesia. *Rest. Ecol.* 27(2): 447-56.
- WILLIS KJ, BAILEY RM, BHAGWAT SA, BIRKS HJ. 2010. Biodiversity baselines, thresholds and resilience: testing predictions and assumptions using palaeoecological data. *Trends Ecol. Evol.* 25(10): 583-591.
- WOODLEY CM, DOWNS CA, BRUCKNER AW, PORTER JW, GALLOWAY SB. 2016. *Diseases of corals*. John Wiley & Sons, Inc. Blackwell. New Jersey.
- XU L, YU K, LI S, LIU G, TAO S, SHI Q, CHEN T, ZHANG H. 2017. Interseasonal and interspecies diversities of *Symbiodinium* density and effective photochemical efficiency in five dominant reef coral species from Luhuitou fringing reef, northern South China Sea. *Coral Reefs* 36:477–487.

ZHOU Q, ZHANG Y, PENG HF, KE CH, HUANG HQ. 2014. Toxicological responses of the hard clam *Meretrix meretrix* exposed to excess dissolved iron or challenged by *Vibrio parahaemolyticus*. *Aquat. Toxicol.* 156:240–247