

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

RELATÓRIO ANUAL:

Integração da Biodiversidade da Zona Costeira

RT-31 RRDM/NOV19

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Novembro de 2019

COORDENAÇÕES

Anexo 1

Adalto Bianchini (FURG)

Anexo 3

Edmilson Costa Teixeira (UFES)

Fabian Sá (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Björn Gücker (UFSJ)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Amado Filho (IPJB) *in memoriam*

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Iola Gonçalves Boechat (UFSJ)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Leonardo Tavares Salgado (IPJB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Subprojetos

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFESB)

Fabiana Felix Hackradt (UFESB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Luis Fernando Duboc (UFV)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Técnica (CTEC)

Alex Cardoso Bastos

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

Coordenação Escritório de Projetos

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Paulo Roberto Filgueiras

Valdemar Lacerda Junior

Walter Luiz Alda Junior

Coordenação Núcleo de Atuação Integrada em Rede (NAIR)

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	5
2	INDICADORES	5
3	DISCUSSÃO	8
3.1	SETOR A - TERRAÇOS DE ABRASÃO (LITORAL DE ARACRUZ)	8
3.2	SETOR B (PRAIAS PRÓXIMAS À FOZ DO RIO DOCE)	10
3.3	SETOR C (LITORAL NORTE DA DESEMBOCADURA DO RIO DOCE)	13
3.4	IMPACTOS NA INTEGRIDADE BIÓTICA DO AMBIENTE COSTEIRO	18
4	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	21

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa integrado com os principais indicativos encontrados para comunidade bentônica, manguezal, megafauna (aves, tartarugas, botos e toninhas), bem como alterações na fisiologia dos componentes da restinga. Impactos diretos estão relacionados à presença de metais e impactos indiretos estão relacionados às alterações das características morfodinâmicas da região costeira e alterações morfológicas, fisiológicas e patológicas dos organismos..... 20

1 INTRODUÇÃO

No presente documento é apresentada uma análise integrada dos dados bióticos gerados a partir dos estudos realizados ao longo do primeiro ano de execução do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática (PMBA), executado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM), nos ecossistemas costeiros adjacentes à foz do Rio Doce (praia, restinga e manguezal). Neste contexto, foram também consideradas as informações bióticas relativas às aves, tartarugas e cetáceos que utilizam frequentemente o ambiente costeiro até a isobata de 10 m de profundidade.

Com base nos resultados gerados ao longo do primeiro ano do PMBA, foram selecionados parâmetros bióticos indicadores dos impactos causados pela chegada dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão nesses ecossistemas. As informações relativas a estes indicadores e suas respectivas respostas são apresentadas adiante neste documento. Cabe destacar que os dados obtidos para estes indicadores foram comparados com aqueles reportados na literatura científica especializada e/ou dados pretéritos disponíveis para a região costeira em avaliação e/ou por análises espaciais, considerando-se os pontos amostrais e a relação das respostas observadas com a presença de metais nos diferentes setores ambientais.

Como demonstrado adiante neste relatório, os dados dos indicadores selecionados evidenciaram claramente que a chegada e permanência dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão nos ecossistemas costeiros adjacentes à foz do Rio Doce, causaram importantes alterações na estrutura, composição e funcionamento das comunidades biológicas. Neste contexto, destacam-se modificações significativas no habitat e o uso deste por organismos da praia (bentos), manguezal e megafauna, bem como alterações na fisiologia dos componentes da restinga.

2 INDICADORES

No que se refere à restinga, inicialmente foram analisadas múltiplas variáveis, envolvendo as características granulométricas do sedimento, concentrações de metais no sedimento e no tecido vegetal, bem como um conjunto de parâmetros fisiológicos, tais como fotossíntese líquida (A); índice de desempenho total da cadeia de transporte de elétrons (PI_{total}), teores de sacarose (Sac), atividade da superóxido dismutase (SOD), razão lignina:hemicelulose ($Lig:Hemi$), número de unidades formadoras de colônias de bactérias com sideróforos (UFC), viabilidade do grão de pólen ($Pólen$) e porcentagem de germinação ($Germ$). Esses parâmetros foram categorizados em cinco grupos de respostas biológicas, em nível de indivíduo: fotossíntese (PI_{total} e A), metabólitos primários (Sac), sistema antioxidante (SOD), morfoestrutural ($Lig:Hemi$) e capacidade de recuperação (UFC , $Germ$ e $Pólen$). Devido à variabilidade de respostas observadas em diversos parâmetros analisados entre as diferentes formações vegetais, bem como a ausência de dados pretéritos para o ecossistema de restinga, os dados obtidos no PMBA foram analisados de uma forma exploratória, visando identificar

os possíveis impactos dos elementos traços na vegetação monitorada ao longo das oito estações amostrais avaliadas. Os resultados evidenciaram a fotossíntese líquida (A) como sendo o parâmetro que apresentou as maiores associações com níveis de metais no sedimento e nos tecidos vegetais, bem como melhor representou as distintas respostas temporais e espaciais da vegetação de restinga que está sob influência do rejeito. De fato, a atividade fotossintética tem se mostrado muito sensível às alterações de fatores ambientais (DaLCORSO *et al.*, 2014; AGGARWAL *et al.*, 2019), sendo que a fotossíntese líquida (A) tem sido frequentemente utilizada como parâmetro indicador de reações a estressores, especialmente àquelas associadas às alterações não-específicas da integridade da membrana celular; inibição do metabolismo do O₂ e do transporte de elétrons do fotossistema; produção de espécies reativas de oxigênio (ROS); e inibição da fixação de CO₂.

Quanto às comunidades biológicas de praias, sabe-se que a distribuição dos organismos e a diversidade destas comunidades estão, em geral, associadas a um conjunto de aspectos, que dependem de interações entre fatores abióticos (ALONGI, 1987; SARMA & WILSANAND, 1996; OTEGUI *et al.*, 2012) e bióticos (KNOX, 2001). No caso das comunidades biológicas de praias arenosas, estas são dominadas por organismos pequenos e estruturadas principalmente por características físico-químicas do ambiente, tais como energia das ondas, regime de marés, topografia da praia e tamanho dos grãos de areia (MCLACHLAN & BROWN, 2006). Neste contexto, cabe destacar que os organismos bentônicos são amplamente utilizados como indicadores ambientais, por responderem de forma previsível a distúrbios naturais e antropogênicos (AMARAL *et al.*, 1998; VAN LOON *et al.*, 2015). Portanto, o uso desses organismos constitui uma importante ferramenta para o diagnóstico e monitoramento de alterações e/ou perturbações no ambiente. Dessa forma, parâmetros ecológicos (densidade, riqueza e diversidade) dos distintos componentes bentônicos (macrofauna, meiofauna e nematofauna) das praias adjacentes à foz do Rio Doce foram utilizados no âmbito do PMBA como indicadores para avaliar os impactos decorrentes da chegada e permanência dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão.

No que concerne o manguezal, Saenger e McConchie (2004) propõem recomendações para estudos de monitoramento de metais neste ecossistema. Estes autores definem que a melhor forma de avaliar o grau de contaminação dos manguezais por metais deve estar baseada nos teores destes elementos nos tecidos vegetais, sejam eles folhas (jovens ou senescentes), córtex ou caule das árvores, mesmo que as concentrações nestes compartimentos biológicos sejam muito inferiores àquelas obtidas nos sedimentos. A vantagem da análise dos tecidos vegetais é que a concentração observada não depende de fatores tais como textura e mineralogia do sedimento, mudanças causadas por atividades da microbiota e fauna associadas, bem como de modificações físicas e químicas no sedimento. Portanto, os teores de metais nos tecidos vegetais constituem uma importante ferramenta para um diagnóstico comparativo entre as diferentes áreas avaliadas. Neste contexto, foi observado que a espécie *Avicennia schaueriana* se encontra comprometida nas áreas de influência dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Porém, esta espécie não pôde ser considerada como um bioindicador preciso da contaminação da área em estudo, por ser uma espécie com reconhecida capacidade de excreção

de metais. Por outro lado, como será demonstrado adiante neste relatório, as espécies *Rhizophora mangle* e *Laguncularia racemosa* se mostraram boas indicadoras da exposição da floresta de mangue a metais, uma vez que incorporam estes elementos de forma proporcional à concentração destes no sedimento.

De forma complementar aos estudos relacionados anteriormente, foram realizados estudos ecotoxicológicos no âmbito do PMBA, nos quais foram calculados os valores do índice de **Respostas Integradas de Biomarcadores (IBR)** para a bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) e para o conjunto das respostas de todos os biomarcadores (IBR biomarcador) avaliados nos organismos da fauna bentônica coletados nas praias e manguezais da região costeira adjacente a foz do Rio Doce. Cabe destacar que o IBR é um índice que sintetiza todos os parâmetros biológicos e demais variáveis analisadas, em uma única e simples medida (DEVIN et al., 2014). Neste caso, foram calculados os valores de IBR bioacumulação e IBR biomarcador para três grupos de organismos da fauna bentônica: caranguejos de mangue, caranguejos de praia e outros invertebrados de praia (poliquetas, anfípodos e isópodos). Para estes grupos de organismos, não foi possível calcular um IBR bioacumulação ou IBR biomarcador com dados pretéritos, devido à ausência de dados coletados antes da chegada dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão na região costeira adjacente à foz do Rio Doce. Portanto, os valores de IBR bioacumulação e IBR biomarcador obtidos no âmbito do PMBA, para a fauna bentônica das praias e manguezais nos diferentes setores amostrados, foram comparados apenas considerando-se as variações espaciais (setores) e temporais (período seco e período chuvoso) deste indicador biótico.

No que se refere aos vertebrados, o monitoramento das aves no ambiente costeiro foi realizado nos manguezais, ao sul da Foz do Rio Doce (Setor A); no estuário do Rio Doce (Setor B); e nas praias, ao norte da Foz do Rio Doce (Setor C). A amostragem de sangue e penas de aves costeiras foi realizada no período seco (setembro/outubro 2018) e no período chuvoso (janeiro/fevereiro 2019) e contemplou aves de diferentes guildas tróficas, incluindo espécies onívoras, piscívoras, filtradoras, granívoras, frugívoras, insetívoras, nectarívoras/insetívoras, piscívoras/consumidoras de invertebrados aquáticos, e consumidoras de invertebrados aquáticos e pequenos vertebrados.

Em vertebrados, incluindo as aves, os níveis sanguíneos de metais geralmente refletem uma contaminação recente por metais. Por outro lado, os níveis de contaminação por estes elementos nas penas indicam uma contaminação de longo prazo (HARGREAVES et al., 2011; CARVALHO et al., 2013). Portanto, o nível de contaminação das penas pode ser considerado como sendo um parâmetro adequado para a avaliação do grau de exposição crônica de animais silvestres a metais. No caso das aves costeiras coletadas e analisadas no âmbito do PMBA, as concentrações dos diversos metais analisados foram integradas utilizando-se o IBR bioacumulação, como descrito acima para a fauna bentônica das praias e dos manguezais. Portanto, o indicador selecionado para avaliar o grau de exposição das aves costeiras a elementos associados aos rejeitos foi o IBR bioacumulação, calculado com base nos dados de concentrações de metais nas penas. Devido à ausência de dados pretéritos sobre o nível de contaminação por metais em aves costeiras da mesma região de estudo, não foi

possível calcular o IBR bioacumulação pretérita. Portanto, os valores de IBR bioacumulação obtidos no âmbito do PMBA, para as aves costeiras dos diferentes setores amostrados, foram comparados apenas considerando-se as variações espaciais (setores) e temporais (período seco e período chuvoso).

No caso das tartarugas e cetáceos marinhos, múltiplos parâmetros foram considerados como indicadores de indício de impacto e/ou a vulnerabilidade destes animais. Estes parâmetros estão, de uma forma geral, associados ao estado de saúde dos indivíduos, da integridade das populações, bem quanto ao uso e ocupação do habitat.

3 DISCUSSÃO

A determinação dos processos morfodinâmicos e geoquímicos ao longo do ambiente costeiro permitiram compartimentar geograficamente três setores (A, B e C). Nesses setores foram identificados impactos na fauna bentônica das praias, nos manguezais, na vegetação de restingas, nas tartarugas, aves e cetáceos, causados pelas altas concentrações de metais e/ou por processos de inundação e erosivos da praia, ocasionados por alterações morfológicas associadas à incorporação de sedimentos lamosos ao sistema.

3.1 SETOR A - TERRAÇOS DE ABRASÃO (LITORAL DE ARACRUZ)

No que se refere à morfodinâmica, esse setor está localizado em uma costa particular quanto aos aportes de metais associados à desembocadura do complexo fluvial Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim. Além disso, há uma potencial contribuição de As e Mn, associada aos terraços de abrasão laterizados. Estes terraços ainda isolam as trocas de sedimentos transversais e longitudinais, bem como intensificam os processos de inundação costeira. A seguir, serão descritos os impactos observados no primeiro ano de execução do PMBA para os diferentes grupos de organismos coletados nas áreas compreendidas pelo setor A.

Para o setor A, não existem dados do PMBA para a vegetação de restinga. Por sua vez, os dados da fauna indicaram que todos os componentes bentônicos (macrofauna, meiofauna e nematofauna) foram típicos de praias de sedimentos bioclásticos. A macrofauna apresentou espécies típicas de praias dissipativas a intermediárias, com clara distinção na distribuição dos organismos entre as faixas, tal como descrita na literatura (e.g., WIESER, 1953; CARDOSO & DEFEO, 2004; NEVES & BEMVENUTI, 2006; FERRANDO *et al.*, 2010; COUTINHO & BERNARDINO, 2017). Apesar disso, é importante ressaltar que os valores de riqueza da macrofauna desse compartimento se mantiveram abaixo do que apresenta a literatura (NEVES, 2015; COUTINHO & BERNARDINO, 2017). A riqueza da macrofauna respondeu significativamente à presença de CaCO₃ (p=0,004).

No setor A, foram observadas altas concentrações de As e V no sedimento, tendo ambos elementos apresentados relações negativas com os parâmetros da fauna bentônica. A presença do As reduziu a riqueza e a diversidade da macrofauna ($p < 0,05$), enquanto que a presença do V afetou a diversidade da macrofauna ($p < 0,05$). Cabe destacar que a riqueza da meiofauna também se relacionou negativamente com a concentração de As ($p < 0,05$). Por outro lado, no período seco, a riqueza da nematofauna se relacionou positivamente com a presença do As e Mn ($p < 0,05$), indicando afinidade desses organismos com tais elementos disponíveis no sedimento das praias Formosa e Putiri, visto que Praia Mole não foi amostrada nesse período (setembro/2018).

Os manguezais do Piraquê-Açú e Mirim apresentaram perda de eficiência fotossintética na vegetação da floresta relacionada às elevadas concentrações de Fe, Mn, Zn e Cr. Este setor pode ser avaliado como extremamente vulnerável, pois a taxa de mortalidade do bosque foi bastante alta no sistema estuarino do Piraquê. Os demais manguezais deste setor possuem pequenas extensões, com rios de baixa troca com o ambiente costeiro, o que agrava os processos de contaminação observada no ambiente marinho.

As florestas do sistema estuarino do Piraquê registraram domínio de *R. mangle*, considerada na literatura como o gênero mais susceptível ao Fe e aos metais por suas características fisiológicas (ALONGI, 2010). Por sua vez, a região dos manguezais lateríticos tem como espécie dominante *A. schaueriana* que, apesar de sua capacidade menos restritiva em relação aos metais, nesta localidade já está sob forte estresse fisiológico provocado pelo pequeno aporte de água doce, proveniente quase que exclusivamente por precipitação. Momentos de clima mais árido podem agravar a permanência destas florestas quando associadas aos demais tensores induzidos.

Em relação a fauna do manguezal, a espécie *Ucides cordatus* apresentou as menores densidades e tamanhos populacionais entre as áreas de monitoramento, o mesmo ocorrendo para a espécie ameaçada de extinção *Cardisoma guanhumi*, com agravante de diminuição do tamanho e densidade ainda mais acentuados na área da APA Costa das Algas.

Quanto aos vertebrados marinhos, foi observado que as tartarugas também sofreram impactos neste setor, onde se situa a APA Costa das Algas. No que diz respeito aos indicadores de saúde, as tartarugas *Chelonia mydas* apresentaram baixa diversidade haplotípica, maiores níveis de ectoparasitas, maior prevalência da fibropapilomatose e também sinais de imunossupressão, anemia, pior nível nutricional e maior déficit fisiológico. Elas também apresentaram baixa diversidade haplotípica quando comparado a dados da literatura (NARO-MACIEL et al. 2012). No que se refere aos indicadores de uso e ocupação do habitat, a região costeira localizada entre a foz do Rio Piraquê-Açú e a foz do Rio Fundão (Nova Almeida) foi caracterizada como sendo uma área de ocupação intensiva de tartarugas marinhas e raias, bem como de alta sensibilidade a impactos crônicos, devido à proximidade com áreas de acumulação de rejeitos, que nesta porção do litoral tem possibilidade de deposição na porção da antepraia. Ressalta-se a coincidência com as áreas protegidas da APA Costa de Algas e do REVIS Santa Cruz. Neste caso, os principais atingidos foram os juvenis da tartaruga verde.

3.2 SETOR B (PRAIAS PRÓXIMAS À FOZ DO RIO DOCE)

Geomorfologicamente, o Setor B é caracterizado por praias compostas por areias siliciclásticas grossas, que confere alto gradiente do perfil praia. O alto grau de exposição e a proximidade da desembocadura fluvial resultam na alta mobilidade da praia e potencial exportação de metais. Contudo, a análise dos dados abióticos gerados pelo PMBA indica que a deposição da lama na antepraia nas proximidades da desembocadura e planície sul do Rio Doce, entre Barra do Riacho e a praia de Povoação, alterou a morfologia das praias, tornando-as mais planas, extensas e submetidas a frequentes processos de inundação e consequente erosão.

No que se refere a vegetação da restinga, as maiores taxas fotossintéticas foram observadas nas estações amostrais localizadas na Reserva Biológica de Comboios, logo ao sul da desembocadura do Rio Doce. Este resultado foi observado principalmente para as espécies herbáceas e arbustivas, que apresentaram mais de 60% de suas trocas gasosas relacionadas às concentrações de Fe e Mn no solo. Este fato pode estar relacionado às menores concentrações de alguns metais, tais como Fe, Al, As, Cr e Co, o que pode estar associado às características morfodinâmicas das praias do Setor B. De fato, estas praias são caracterizadas por apresentarem areias grossas e com maior porosidade, o que resultaria em menor retenção de metais. Além disso, deve ser considerado o fato de que estas praias encontram-se elevadas, apresentando assim um baixo potencial de inundação. Entretanto, no período seco, a ação das correntes frias e da tempestade tropical Iba promoveu a ressuspensão de sedimento, principalmente de natureza granulométrica fina, aumentando assim as concentrações de metais no sedimento e tecidos foliares da vegetação de restinga, resultando em reduções na capacidade de absorção da energia luminosa e nas trocas gasosas das plantas. Adicionalmente, denota-se que aumentos dos teores foliares de Fe, Cu, Cd e V apresentaram altas correlações negativas com as concentrações de sacarose, comprometendo assim o crescimento e a produção de biomassa (AGGARWAL *et al.*, 2019).

No que se refere à fauna bentônica, McArdle & McLachlan (1992) afirmam que o perfil topográfico da praia é o fator que mais influencia a distribuição da macrofauna em praias refletivas e intermediárias. Nesses tipos de praia, a sobrevivência dos organismos é comprometida pela ausência de proteções corporais e a impossibilidade de manter galerias e tubos fixos em função da menor estabilidade destes substratos (BROWN & MCLACHLAN, 1990). Dessa forma, é esperado encontrar menores densidades de organismos, porém de grande porte (GHESKIERE *et al.*, 2005). Com o aumento do tamanho do grão é também esperada uma redução na densidade de organismos da meiofauna e de Nematoda, ocorrendo geralmente uma substituição da abundância de Nematoda por outros grupos, tais como Copepoda Harpacticoida, Tardigrada e Turbellaria (BEZERRA *et al.*, 1997). Durante o primeiro ano de execução do PMBA, a macrofauna respondeu, de modo geral, à tipologia das praias, sendo que a fauna encontrada foi aquela esperada para este ambiente.

Os dados obtidos indicaram que o Setor B apresentou os maiores valores significativos de riqueza para a macrofauna, se comportando de maneira oposta à literatura. Para a meiofauna, o Setor B apresentou os menores valores de densidade e os maiores de diversidade, enquanto a riqueza foi similar aos demais setores. Novamente, tal resultado não condiz com a literatura, visto que o esperado era que fossem registrados os menores valores de diversidade e riqueza da meiofauna. No entanto, apenas a densidade da meiofauna foi menor nesse setor.

Devido ao alto grau de exposição às ondas desse setor, as concentrações dos elementos químicos registrados na parte emersa foram relativamente baixas, tendo estes elementos sido, provavelmente, transportados para o norte. Dessa forma, as baixas concentrações de metais registrados neste setor para a porção emersa e infralitoral raso das praias (antepraia rasa) podem ter favorecido o recrutamento e a permanência dos organismos da macrofauna.

Neste setor não há ocorrência de manguezal dada a condição pretérita do Rio Doce que não possuía área estuarina. No entanto, há ocorrência de colonização da espécie paludal *Talipariti pernambucense*, antiga *Hibiscus pernambucensis*, considerada como facultativa ao ecossistema na zona intertidal. Como não existem registros de dados de produção primária para a espécie no estado, empregou-se como parâmetros aqueles relativos à média obtida para *R. mangle*, dada a similaridade entre as espécies no que diz respeito ao sal. Dados tanto de assimilação do carbono quanto da emissão de fluorescência da clorofila *a* descrevem a espécie em condições de estresse. Nos locais onde foram amostradas, foram também registrados os maiores valores para vários metais. As folhas da espécie apresentaram elevada concentração de metais que podem acarretar em transferência dos mesmos via teia alimentar.

As inundações, causadas pelas alterações no perfil de praia registradas para esse setor, refletiu numa escala relativamente curta na introdução da espécie *Goniopsis cruentata*, que apresenta comportamento territorialista e hábito omnívoro. Observações pessoais da coordenação do ecossistema manguezal relativas a esse ingresso datam de 2016, sendo que os dados registrados aleatoriamente do tamanho dos indivíduos reforçam este ingresso em curto tempo. Por sua vez, dados reportados por técnicos do TAMAR em Regência, indicam a ocorrência de *U. cordatus* na região do Rio Doce desde 2018. Recentemente, iniciou-se o monitoramento desta espécie nessas áreas de ocorrência e os dados de estrutura populacional indicam população recente. É um aspecto benéfico para a espécie, uma vez que se amplia sua distribuição no litoral capixaba. Por outro lado, é um sinal preocupante, tendo em vista que esta espécie é dominante na zona intertidal e entrará em processo de competição por território e alimento com *C. guanhumí*. Neste contexto, cabe destacar que *C. guanhumí* era o único caranguejo presente neste ambiente antes da chegada dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Esta espécie já apresenta processo de extinção no estado e tem na região do Rio Doce uma das menores densidades e tamanho de indivíduo.

De uma forma geral, o maior comprometimento da fauna e flora dos manguezais ocorreu no setor B, estando este relacionado às maiores concentrações de Fe, Mn, Pb, Cr e Zn registradas entre os locais

monitorados nesse ecossistema. Neste contexto, é importante ressaltar que as concentrações dos demais metais pesados neste setor apresentaram correlação positiva com aqueles presentes na antepraia e na região marinha.

No que se refere aos vertebrados, cabe destacar que o lançamento de rejeitos nas áreas utilizadas pelas aves marinhas pode resultar em impactos de curto prazo, mas, especialmente, em impactos que serão identificados em médio e longo prazo. A partir dos dados obtidos no primeiro ano de execução do PMBA é possível fazer inferências em relação à vulnerabilidade das aves marinhas. Neste sentido, denota-se que a espécie *Sterna hirundinacea*, classificada como Vulnerável na Portaria MMA 444/2014, utiliza as proximidades da foz do Rio Doce e águas costeiras adjacentes como área para alimentação e reprodução. Desta forma, o impacto observado pode ser classificado como sendo intermediário, uma vez que foi observado falha reprodutiva durante a temporada de 2019. Além disso, a vulnerabilidade desta espécie por ter sido aumentada, com ameaça de extinção, devido à sua alimentação estar baseada em peixes pequenos obtidos em águas rasas, os quais estão potencialmente contaminados.

No que se refere às tartarugas marinhas, é importante salientar que, como mencionado acima, a deposição da lama na antepraia alterou a morfologia das praias do Setor B, tornando-as mais planas, mais extensas e submetidas a frequentes processos de inundação e consequente erosão. Estas alterações podem ter causado impacto no processo de desova das tartarugas, já que existe uma diminuição da porção seca da praia. Neste contexto, cabe destacar que, segundo dados do TAMAR/RENOVA (2019), a segunda maior proporção de perdas de ninhos ao longo de 2018-2019 se deu por ação de altos espriamentos (processos inundacionais) e erosão costeira. Cabe destacar que estes processos são evidenciados preferencialmente entre as praias de Comboios e Povoação.

Os processos de inundação e erosão desencadeiam também a intensificação de trocas transversais entre a praia emersa e a antepraia, com migração de bancos e alterações na morfologia do perfil praiial. A presença de bancos emergidos na antepraia criam e alongam os obstáculos para que as tartarugas alcancem o local de desova. De fato, foi observado que as tartarugas fêmeas subiram e percorreram a praia para tentar realizar a desova, mas geralmente não concluíram o processo de deposição dos ovos, acarretando uma alta proporção de deslocamento em meia lua, subida e imediato retorno ao mar.

Além dos impactos negativos causados pelas alterações na morfologia das praias sobre o processo de desova das tartarugas marinhas observado na praia de Povoação, nas proximidades da desembocadura do Rio Doce, o maior contato das tartarugas com os metais depositados preferencialmente junto à lama na antepraia afetou negativamente a fisiologia destes animais. Neste caso, foi observada uma menor diversidade haplotípica nas tartarugas *Dermochelys coriacea* coletadas após o rompimento da barragem, bem como piores condições corporais, problemas oftalmológicos e altos teores de Fe, Cr, Pb, As e Hg nas tartarugas *Caretta caretta*, quando os dados obtidos no Setor B são comparados àqueles observados no litoral da Bahia.

No caso dos cetáceos, foi baixo o número de avistagens de filhotes e juvenis de botos-cinza ao longo do primeiro ano de execução do PMBA nas áreas próximas à foz do Rio Doce. Por ser uma espécie

que não apresenta sazonalidade reprodutiva, era esperado que filhotes fossem avistados em todos os meses de observação, porém estes só foram avistados em quatro meses ao longo do período de 12 meses de monitoramento. Ainda, de acordo com o reportado na literatura, era esperado que um maior número de grupos contendo filhotes ou juvenis fossem avistados, em relação ao que de fato foi registrado durante o primeiro ano do PMBA.

Quanto aos encalhes de cetáceos, o maior número destes eventos foi registrado nos municípios de Linhares e São Mateus, ao norte do Espírito Santo (Setores B e C). No período imediatamente posterior à chegada dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão, foi observado um aumento de 10% no número de encalhes de toninhas (*Pontoporia blainvillei*). No entanto, o aumento mais expressivo de encalhes de toninhas está sendo observado mais recentemente durante a continuidade do PMBA, tendo sido observado um aumento de 2,5 vezes, em relação com a fase pretérita ao rompimento da barragem. Para botos-cinza (*Sotalia guianensis*), este aumento foi de 1,9 e 1,5 vezes para a fase imediatamente posterior ao rompimento da barragem e a fase mais recente do PMBA, respectivamente. Ao considerar os dados para ambas as fases posteriores ao rompimento da barragem (pré-monitoramento e monitoramento) com aqueles obtidos antes desse evento, o aumento da taxa de encalhes foi na ordem de 40% e 80% para toninhas e botos-cinza, respectivamente. Neste contexto, cabe destacar que aproximadamente 85% dos encalhes de toninhas foram de filhotes e juvenis. Além disso, a análise de dados pretéritos indicou uma tendência de maior proporção de encalhes de toninhas no período chuvoso. Porém, após o rompimento da barragem de Fundão houve uma inversão deste padrão, com evidente concentração de encalhes em época pouco usual, correspondente ao primeiro período seco pós-desastre. A partir de 2017, os encalhes de toninhas voltaram a ser mais frequentes em períodos de chuvas. De forma semelhante às toninhas, os botos-cinza também apresentaram, apesar de menos acentuada, uma inversão no padrão de encalhes, tendo sido observada maior ocorrência de encalhes na estação seca de 2016.

3.3 SETOR C (LITORAL NORTE DA DESEMBOCADURA DO RIO DOCE)

O litoral norte da desembocadura do Rio Doce é a porção onde ocorre a deposição preferencial da lama de rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão. Do ponto de vista geológico, é também onde se observa a progradação da linha de costa, devido à deposição do constante aporte de material oriundo do Rio Doce. Este setor inclui as praias compostas predominantemente por areias médias a finas, com características intermediárias a dissipativas. Decorrente do grau de exposição e das menores profundidades, a antepraia se apresenta mais extensa. Isto aumenta a pista, bem como o potencial do material lamoso ali depositado ser frequentemente mobilizado e ressuspensionado pelas ondas, e alcançarem a praia emersa. Como consequência, neste setor foram registrados os maiores teores de mineral pesado, lama, Fe e Cr na parte emersa e infralitoral (antepraia rasa).

No caso da restinga, as análises multivariadas e de correlações indicaram uma clara associação entre a fotossíntese líquida (*A*) da vegetação e os teores sedimentares e foliares de metais. Reduções nas

taxas fotossintéticas das plantas da restinga se mostraram associadas a aumentos nos teores de Mn, principalmente aqueles acumulados nos tecidos vegetais, bem como de As, Cr e Cu foliares.

Quanto às variações temporais, o aumento da vazão do Rio Doce no período chuvoso pode ter ocasionado as reduções observadas na fotossíntese líquida (A) da vegetação localizada ao norte da desembocadura deste rio, principalmente nas restingas de Cacimbas e da APA Conceição da Barra. Isto foi observado especialmente nas espécies herbáceas, uma formação suscetível aos processos de inundação da praia por ocasião de ondas mais altas. Por outro lado, as variações nas trocas gasosas em plantas arbustivas e arbóreas também apresentaram importante influência dos teores foliares de Cu, Cr, As e V. Ressalta-se ainda que maiores teores de Fe foram encontrados em solos arbóreos, em Pontal do Ipiranga e Cacimbas, bem como no tecido foliar da espécie arbórea *Protium heptaphyllum*, presente nas duas estações amostrais. Alterações nos teores foliares de Fe podem resultar em efeitos significativos no metabolismo das plantas (HALLIWELL & GUTTERIDGE, 1984). Comportamentos semelhantes àquele descrito para o Fe, também foram observados para Mn e Cu, sendo que o aumento nos teores de metais desencadeou respostas oxidativas em plantas localizadas nas estações amostrais com maiores concentrações desses elementos. Tais resultados podem explicar os dados observados para o desempenho fotossintético nesta espécie arbórea, na qual foi observada inibição no transporte de elétrons na etapa fotoquímica, bem como redução na assimilação de CO₂ na fotossíntese, quando os dados são comparados àqueles obtidos para as espécies herbáceas e arbustivas.

No período seco, maiores efeitos do alcance das ondas podem ter resultado em reduções expressivas na fotossíntese líquida da vegetação de restinga em Barra Nova, Pontal do Ipiranga e Cacimbas, devido às menores inclinações dessas praias, tais como Pontal do Ipiranga e Cacimbas. Neste período do ano, o aumento nos teores de metais, em especial de Mn, no sedimento e no tecido foliar promoveram inibição do processo fotossintético, a qual foi detectada pela redução do desempenho fotoquímico total e pela resposta de parâmetros relacionados à fase termal do transporte de elétrons fotossintético que descrevem a capacidade de redução do acceptor final além do fotossistema I (BUSSOTTI *et al.*, 2020). Tais efeitos deletérios comprometem eventos desde a captura de fótons até a redução dos aceptores finais da cadeia de transporte de elétrons, tendo como possíveis consequências uma baixa capacidade fotossintética, como observado pela redução da assimilação de CO₂. Estes resultados sugerem que estes parâmetros podem ser considerados como potenciais indicadores ecofisiológicos de alterações na disponibilidade ambiental de Mn.

No que concerne a fauna de praias, diversos estudos confirmam a tendência de aumento da densidade e riqueza de espécies desta fauna em direção a praias arenosas dissipativas (DEFEO *et al.*, 1992; JARAMILLO & MCLACHLAN 1993; BRAZEIRO, 1999). Os dados do PMBA indicam que os parâmetros ecológicos da fauna bentônica responderam significativamente aos maiores teores de minerais pesados, Cr, Fe e lama registrados no Setor C. No entanto, algumas relações só ocorreram no período seco, como as relações da macrofauna com os teores de mineral pesado e Cr. Neste período houve uma redução significativa da diversidade da macrofauna com o aumento do teor de minerais pesados nas praias, bem como uma redução da riqueza com o aumento do teor de Cr. Quanto ao teor de Fe,

este afetou negativamente a riqueza da macrofauna durante ambas as amostragens realizadas no primeiro ano do monitoramento.

No período seco, o Al também foi representativo nas praias do Setor C e sua concentração apresentou relações significativas e positivas com as densidades de meiofauna e nematofauna ($p < 0,05$). Quanto ao Co, foram registradas altas concentrações deste elemento na praia de Degredo, assim como de Mn, que também apresentou alta concentração nos sedimentos das praias do Setor A. Somente neste período do ano estes elementos apresentaram relações significativas e positivas com os índices ecológicos da nematofauna.

Quanto às porcentagens de lama, os maiores valores foram registrados na porção norte, nas isobatas de 5 m e 10 m. Na parte emersa e infralitoral (antepraia), onde a fauna foi amostrada, os valores não chegaram a 1% durante as duas amostragens realizadas. No entanto, mesmo em baixas porcentagens, a lama só esteve presente nas praias da porção norte e em quantidade suficiente para que os testes de covariância pudessem evidenciar relações significativas com a redução da densidade (indivíduos/m²) da macrofauna para o primeiro ano de monitoramento, bem como com a redução da diversidade (H') da meiofauna no período seco. Porém, considerando-se que os valores da fração de lama são baixos, essas correlações podem ser indiretas, e estarem relacionadas provavelmente a outros elementos, tais como Fe, Cr, Al e Mn, que podem ter sido trazidos pela lama e que permaneceram no sedimento. Esses elementos podem estar sendo incorporados às partículas inorgânicas presentes no ambiente, sendo que os animais marinhos bentônicos têm o potencial de absorvê-los (BLACKMORE, 2000; 2001).

A praia de Degredo é a única estação amostral para qual existem dados pretéritos da fauna bentônica, sendo possível verificar que, logo após a chegada da lama de rejeitos (chuvoso/2016), houve uma drástica redução nos índices biológicos da macrofauna. Com os dados obtidos no PMBA foi possível observar que, tanto no período seco/2018 quanto no período chuvoso/2018, houve um acréscimo na riqueza e, conseqüentemente, na diversidade. No entanto, a densidade de organismos se manteve reduzida em ambos os períodos. Para a meiofauna, também ocorreram claras modificações entre os períodos pré e pós-desastre em Degredo. No entanto, ao contrário do que ocorreu para macrofauna, foi verificado um acréscimo significativo nos valores de riqueza, densidade e diversidade para todos os parâmetros na condição de pós-desastre.

Além dos estudos biológicos realizados ao longo das praias e região marinha costeira até a isobata de 10 m de profundidade, foi também realizado o monitoramento dos manguezais. Neste caso, os resultados obtidos para os manguezais localizados na costa do litoral norte capixaba e sul da Bahia indicaram que: (1) os sedimentos predominantemente na fração silte e argila atuaram, de forma eficiente e efetiva, como tamponadores de metais (2) as maiores concentrações de metais nos tecidos foliares das plantas de mangue apresentaram correlações positivas com as maiores concentrações destes elementos no sedimento; (3) a acumulação de metais nas plantas foi distinta entre as espécies e dependente do metal analisado; (4) as concentrações de Fe e Mn nos estuários foram diferentes

entre pontos e florestas de mangue; (5) as concentrações de Fe e Mn induziram respostas fisiológicas diferenciadas para as espécies vegetais; (6) *Rhizophora mangle*, dominante nos estuários, é a espécie de mangue presente nas áreas monitoradas mais susceptíveis; (7) a susceptibilidade das espécies vegetais segue a sequência: *R. mangle* > *L. racemosa* > *A. schaueriana*; (8) as espécies da fauna de interesse comercial analisadas (*Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumii*) apresentaram acúmulo de metais em todos os estuários avaliados; (9) após o rompimento da barragem houve aumento na diversidade de decápodes nas áreas intertidais; (10) o aumento da diversidade de decápodes no Rio Doce aumenta o risco de extinção da espécie *Cardisoma guanhumi*; (11) a contaminação dos decápodes ocorre pela alimentação e por trocas hídricas em nível branquial; (12) a acumulação de metais nos tecidos vegetais possibilitarão a biomagnificação destes elementos ao longo da cadeia alimentar; (13) houve perda da biodiversidade local após o rompimento da barragem, porém esta perda não foi quantificada, devido a ausência de dados pretéritos; (14) os manguezais já se encontram sob forte pressão antrópica, que compromete a qualidade ambiental e a resiliência deste ecossistema; e (15) a fauna de decápodes de interesse comercial já se encontra sob intensa pressão de captura, comprometendo a integridade biótica.

Assim como descrito para a restinga, os manguezais apresentaram elevadas concentrações de Fe e Mn, sendo que o nível de Mn influenciou negativamente o processo de assimilação de carbono, que associado à alta salinidade ou estresse hídrico pode estar agravando a incorporação de biomassa pelos manguezais. As concentrações de Fe e Mn nos estuários estão vinculadas ao tipo de abertura das fozes dos rios Ipiranga, Mariricu e São Mateus, sendo que uma maior abertura e possibilidade de aporte destes elementos para os manguezais são observadas na foz do Rio São Mateus. Além do Fe e Mn, os dados de contaminação dos sedimentos também indicaram uma maior concentração de Pb nos manguezais do Setor C do que naqueles do Setor A, sendo que a concentração deste elemento apresentou correlação positiva com os dados obtidos para as amostras de fundo do ambiente marinho. Neste contexto, vale a pena destacar o fato de que os manguezais dos rios Mariricu e Ipiranga são dominados pela espécie *L. racemosa*, que coloniza ambientes com menor aporte de nutrientes, sendo também considerada como uma espécie susceptível aos metais pesados. Por sua vez, na foz do Rio São Mateus destaca-se *R. mangle*, que domina as florestas mais próximas à desembocadura do estuário. Os dados relacionados à fauna indicam maiores densidade e tamanho do caranguejo *U. cordatus* no Setor C. A foz do Rio Ipiranga se destaca como sendo a área com maiores densidades e tamanhos dos caranguejos *U. cordatus* e *C. guanhumi*, que decrescem em tamanho e densidade da região da foz do Rio Mariricu em direção à foz do Rio São Mateus.

Visando evidenciar as relações existentes entre os dados de bioacumulação de metais e o nível de estresse da fauna bentônica (IBR biomarcador) das praias e dos manguezais, foram realizadas análises de PCA utilizando-se os dados ecotoxicológicos obtidos no monitoramento costeiro realizado no âmbito do PMBA. Para os caranguejos de manguezais, foi observada uma tendência de correlação positiva entre os valores de bioacumulação de Fe e do IBR biomarcador (nível de estresse). De maneira geral, os níveis mais elevados de bioacumulação de metais e os maiores níveis de estresse (IBR

biomarcador) nos caranguejos foram mais associados ao período chuvoso. Para os caranguejos de praia, foi evidenciada uma associação entre os níveis teciduais de Cr e o nível de estresse (IBR biomarcador) dos animais, especialmente no período seco. Por fim, os resultados da PCA mostraram uma forte associação entre os níveis de bioacumulação de Fe e o nível de estresse (BR biomarcador) observado para outros invertebrados (poliquetas, anfipodas e isopodas) da fauna bentônica, com maiores valores sendo observados no período chuvoso.

Os dados ecotoxicológicos obtidos para as aves costeiras de diferentes guildas tróficas indicaram níveis de contaminação de metais nos tecidos que refletem uma exposição contínua (níveis sanguíneos) e de longo prazo (níveis nas penas) destes animais a uma mistura de metais no ambiente costeiro. Cabe destacar que, para a maioria dos metais analisados, as concentrações teciduais (sangue e penas) destes contaminantes variaram espacialmente (estuário, manguezal e praia), bem como temporalmente (período seco e chuvoso). Considerando-se as concentrações de metais no sangue das aves costeiras, foi observado que as aves coletadas na área estuarina estariam sendo expostas mais recentemente ao Cr, Cu e Mn, especialmente no período seco. No que se refere a variação espacial, os dados obtidos nas penas das aves costeiras sugerem que as aves coletadas nos manguezais e no estuário do Rio Doce podem estar sendo mais cronicamente expostas ao As e Fe do que aquelas coletadas no ambiente praias. Adicionalmente, estes dados sugerem que as aves coletadas nos manguezais podem estar sendo mais expostas em longo prazo ao Mn, Hg e Zn. Quanto ao Fe e Mn, principais metais associados ao rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, as análises ecotoxicológicas indicaram que os níveis teciduais (sangue e penas) destes metais foram, de um modo geral, maiores nas aves insetívoras, piscívoras e omnívoras do que nas aves representantes das demais guildas tróficas. No que se referem aos microcontaminantes orgânicos, as análises ecotoxicológicas indicam a necessidade de monitoramento contínuo de diversos compostos organoclorados e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, especialmente no período seco.

Além dos estudos ecotoxicológicos, também foram realizadas avaliações de uso do habitat por aves costeiras. Os dados de contagens de indivíduos indicaram que os estuários e praias amostrados são locais de pouso/pernoite de diversas espécies de aves, como os trinta-réis *Sterna spp.* e *Thalasseus spp.*, que se alimentam de peixes nas águas costeiras próximas. Além disso, os dados mostraram que estes estuários e praias também são áreas de alimentação para maçaricos bentívoros migratórios (Charadriidae e Scolopacidae). Assim, estes grupos de aves possuem elevado potencial de contaminação no ambiente costeiro, através do contato com o sedimento e presas contaminados.

Quanto aos cetáceos, cabe destacar que a deriva litorânea transporta preferencialmente grãos finos, o que resulta em praias de características dissipativas, com menor gradiente na antepraia (ALBINO *et al.*, 2016). Assim, com alteração da maré para vazante, estas praias favorecem o encalhe dos grandes mamíferos. Como já mencionado para o Setor B, foi observado um aumento de aproximadamente 10% no número de encalhes de toninhas no período imediatamente posterior ao rompimento da barragem de Fundão, sendo que os aumentos mais expressivos (2,5 vezes para toninhas; 1,9 e 1,5 vezes para botos-cinza) foram observados mais recentemente ao longo da continuidade do PMBA. Ao considerar

em conjunto ambas as fases posteriores ao rompimento da barragem de Fundão (anterior ao PMBA e no PMBA), o aumento da taxa de encalhes foi de ~40% e ~80% para toninhas e botos-cinza, respectivamente.

No que se refere à condição de saúde dos cetáceos, foi observado que os animais encalhados durante o período de monitoramento apresentaram 2,2 vezes mais casos de processos infecciosos, com maior número de casos para o Setor C. Dentre os diferentes agentes infecciosos, foram registrados morbilivírus, toxoplasmose e brucelose. Quanto aos níveis de contaminação, a maioria dos botos-cinza que apresentaram altas concentrações teciduais de metais (Hg, Fe e Mn) foram de animais encontrados nos Setores B e C. Para as diferentes regiões avaliadas, foram detectados 17 animais com altos níveis de metais. Porém, a maior ocorrência destes animais foi observada na região norte do Espírito Santo, sendo 10 animais da área de São Mateus. Um dos botos-cinza que apresentaram altos níveis de metais, também apresentou crescimento incomum dos ossos. Esse animal foi encontrado na região norte do Espírito Santo, na praia de Pontal do Ipiranga, em Linhares.

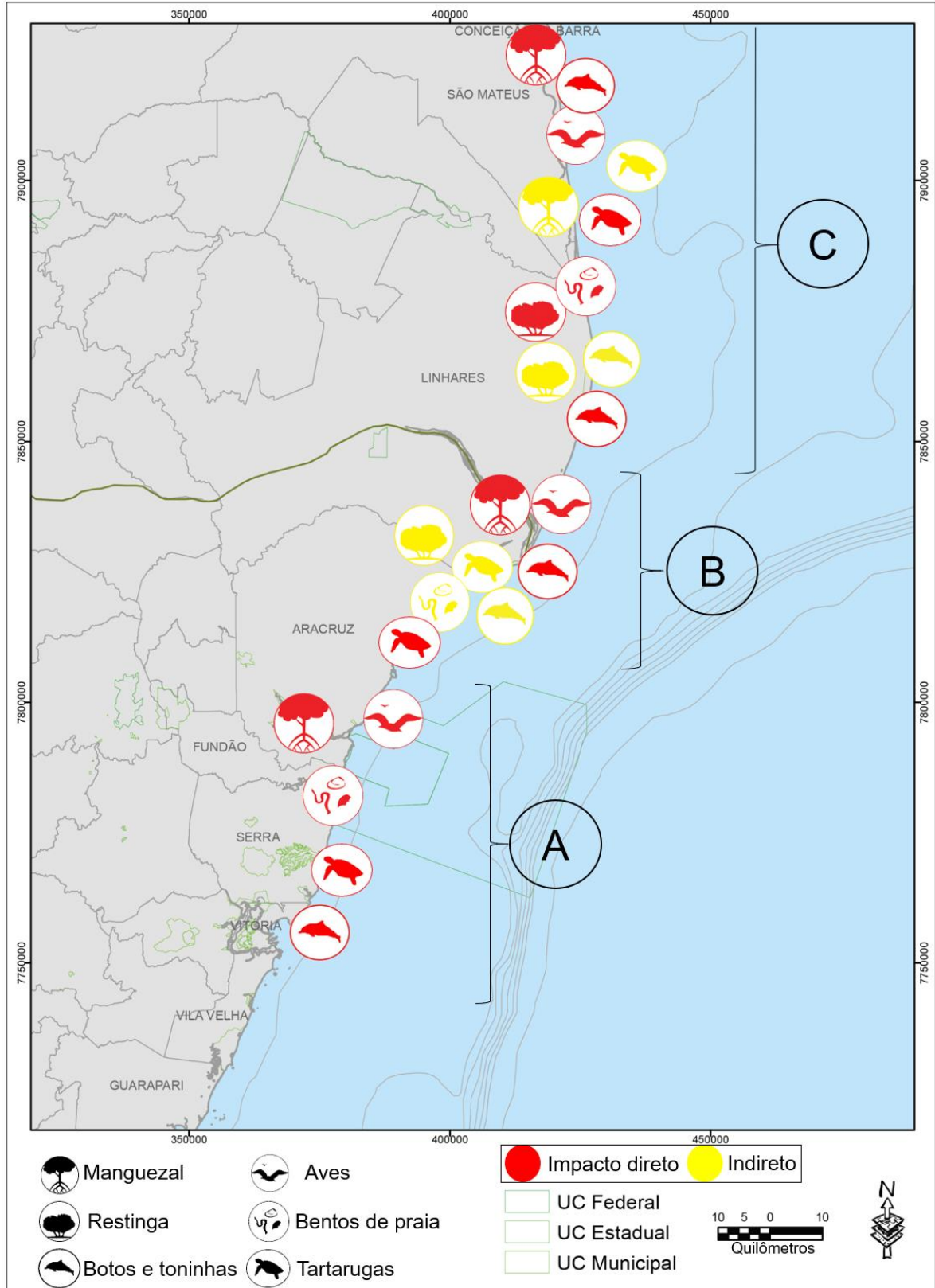
No que concerne ao uso do habitat pela megafauna, a área costeira compreendida entre 10 km ao sul da foz do Rio Doce e o limite entre os estados do ES e BA (Itaúnas), delimitada até a isobata de 10 m de profundidade, foi caracterizada como sendo a região de maior uso por pequenos cetáceos. Cabe destacar que esta região inclui áreas de maior sensibilidade à alta turbidez e, em parte, áreas de maior acúmulo de rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão. Neste sentido, é importante salientar que as condições ambientais atualmente vigentes nessas áreas impõem um maior custo energético para comunicação e forrageamento de pequenos cetáceos, especialmente quando ocorre alta turbidez da água causada pela ressuspensão de lama. Esta condição tem sérias implicações no balanço energético de pequenos cetáceos, sendo que as espécies mais atingidas têm sido a toninha e o boto-cinza. Por fim, cabe destacar que foi observada estruturação genética para os botos-cinza, evidenciando três populações distintas deste pequeno cetáceo nos setores analisados. Neste contexto, destaca-se a ocorrência de uma redução da diversidade genética mitocondrial dos botos-cinza na área avaliada. As populações do extremo norte do litoral capixaba (Conceição da Barra e São Mateus), da região central (de Linhares a Guarapari) e do extremo sul (de Anchieta a Marataízes) apresentaram uma diminuição haplotípica de 28,4%, 31,4% e 39,1%, respectivamente.

3.4 IMPACTOS NA INTEGRIDADE BIÓTICA DO AMBIENTE COSTEIRO

Considerando o exposto acima, a análise integrada dos dados abióticos, ecotoxicológicos e bióticos obtidos nos estudos realizados ao longo do primeiro ano do PMBA demonstra evidências claras de que existe um impacto significativo e negativo da chegada e/ou permanência dos rejeitos oriundos do rompimento da barragem de Fundão na integridade biótica dos ecossistemas costeiros adjacentes à foz do Rio Doce (praia, restinga e manguezal). Neste caso, os danos biológicos e ecológicos observados incluem modificação do habitat, contaminação dos diferentes compartimentos ambientais, bioacumulação e transferência trófica de metais, alterações na condição de saúde dos indivíduos,

mortalidade, modificações na ocupação e uso do habitat, bem como alterações na estrutura, composição e funcionamento das comunidades biológicas (Figura 1). Em termos espaciais, o Setor B foi aquele que apresentou o maior grau de comprometimento e que possui o maior número de espécies ameaçadas ou em risco de extinção. Além disso, cabe destacar que o Setor C está sujeito ao constante aporte e deposição de material oriundo do Rio Doce. Neste contexto, a foz do Rio Doce pode ser considerada como sendo a origem de muitos elementos químicos que, conjuntamente com os sedimentos, são depositados no ambiente marinho, retrabalhados pelas correntes e transportados para o ambiente costeiro, onde atingem e afetam negativamente as praias, restingas e estuários com manguezais. Além da caracterização espacial dos impactos bióticos observados no ambiente costeiro, os dados do PMBA também permitem estabelecer uma correlação das variações temporais destes impactos com os padrões oceanográficos e meteorológicos que ocorrem em escala regional. Por fim, cabe destacar que os impactos observados na integridade biótica das praias, restingas e manguezais podem estar comprometendo não somente a conectividade destes ecossistemas entre si, mas também a conectividade destes com outros ecossistemas, tais como fundos de lateritos, fundos recifais, banco de macroalgas, Cadeia Vitória/Trindade e Banco de Abrolhos.

Figura 1: Mapa integrado com os principais indicativos encontrados para comunidade bentônica, manguezal, megafauna (aves, tartarugas, botos e toninhas), bem como alterações na fisiologia dos componentes da restinga. Impactos diretos estão relacionados à presença de metais e impactos indiretos estão relacionados às alterações das características morfodinâmicas da região costeira e alterações morfológicas, fisiológicas e patológicas dos organismos.



4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBINO, J.; CONTTI NETO, N.; OLIVEIRA, T. C. A. The beaches of Espírito Santo. In: SHORT, A. D., KLEIN, A. H. F. (Eds). **Brazilian beach systems**. Sydney: Springer, p. 333-361. 2016.
- ALONGI, D. M. Dissolved iron supply limits early growth of estuarine mangroves. **Ecology**, v.91, p.3229-3241. 2010. doi:[10.1890/09-2142.1](https://doi.org/10.1890/09-2142.1)
- ALONGI, D. M. et al. Inter-estuary variation and intertidal zonation of free-living nematode communities in tropical mangrove systems. **Marine ecology progress series. Oldendorf**, v. 40, n. 1, p. 103-114, 1987
- AMARAL, A. C. Z; MORGADO, E. H. **Diagnósticos de praias arenosas, São Paulo, Brasil**. Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 1998.
- BEZERRA, T. N. C.; GENEVOIS, B.; FONSECA-GENEVOIS, V. G. D. Influência da granulometria na distribuição e adaptação da meiofauna na praia arenosa do Istmo de Olinda-PE. **Oecologia Brasiliensis**, v. 3, n. 1, 1997.
- BLACKMORE, G. Field evidence of metal transfer from invertebrate prey to an intertidal predator, *Thais clavigera* (Gastropoda: Muricidae). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 51, n. 2, p. 127-139, 2000.
- BLACKMORE, G. Interspecific variation in heavy metal body concentrations in Hong Kong marine invertebrates. **Environmental Pollution**, v. 114, n. 3, p. 303-311, 2001.
- BRAZEIRO, A. Community patterns in sandy beaches of Chile: richness, composition, distribution and abundance of species. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 72, n. 1, p. 93-105, 1999.
- BROWN, A.C.; MCLACHLAN, A. **Ecology of Sandy Shores**. Amsterdam: Elsevier, 327 p. 1990.
- BUSSOTTI, F., GEROSA, G., DIGRADO, A., POLLASTRINI, M. Selection of chlorophyll fluorescence parameters as indicators of photosynthetic efficiency in large scale plant ecological studies. **Ecological Indicators**, v.108, p.105686. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105686>
- CAMPOS, E. et al., The South Atlantic and the climate. **Proceedings of the OCEANOBS**, v. 99, 1999.
- CARDOSO, R. S.; DEFEO, O. Biogeographic patterns in life history traits of the Pan-American sandy beach isopod *Excirrolana braziliensis*. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 61, n. 3, p. 559-568, 2004.
- CARVALHO, P.C., BUGONI, L., RONA, A.R., MCGILL, R.A.R., BIANCHINI, A. Metal and selenium concentrations in blood and feathers of petrels of the genus *procellaria*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.32, p.1641-1648. 2013.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). (2012). Resolução n 454, de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>.

COUTINHO, M. S.; BERNARDINO, A. F. Spatial and seasonal changes in benthic macrofauna from two dissipative sandy beaches in eastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 4, p. 666-677, 2017.

DALCORSO, GIOVANNI; MANARA, ANNA, PIASENTIN, SILVIA & FURINI, ANTONELLA. Nutrient metal elements in plants. **Metalomics integrated biometal science**. v.6, 2014. 10.1039/c4mt00173g.

DEFEO, O.; JARAMILLO, E.; LYONNET, A. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna on the Atlantic coast of Uruguay. **Journal of Coastal Research**, p. 830-839, 1992.

DEVIN S., BURGEOT T., GIAMBÉRINI L., MINGUEZ L., PAIN-DEVIN S. The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse. **Environ. Sci. Pollut. Res.** v.21, p.2448-2454. 2014.

FERRANDO, A. et al. Intertidal macrozoobenthos in sandy beaches of Bahía Nueva (Patagonia, Argentina) and their use as bioindicators of environmental impact. **Scientia Marina**, v. 74, n. 2, p. 345-352, 2010.

GESKIERE, T.; VINCX, M.; WESLAWSKI, J. M.; SCAPINI, F.; DEGRAER, S. Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. **Mar. Environ. Res.**, 60:245-265. 2005.

HALLIWELL, B., GUTTERIDGE, J.M. Oxygen Toxicity, Oxygen Radicals, Transition Metals and Disease. **The Biochemical Journal**, v.219, p.1-14. 1984. <https://doi.org/10.1042/bj2190001>.

HARGREAVES, L.A., WHITESIDE, P.D., GRANT GILCHRIST, G. Concentrations of 17 elements, including mercury, in the tissues, food and abiotic environment of Arctic shorebirds. **Science of the Total Environment**, v.409, p.3757–3770. 2011.

JARAMILLO, E.; MCLACHLAN, A. Community and population responses of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 37, n. 6, p. 615-624, 1993.

KNOX, G. A. **The Ecology of Seashores**. CRC Press, Boca Raton, 557 p., 2001.

MCARDLE, S. B.; MCLACHLAN, A. Sand beach ecology: swash features relevant to the macrofauna. **Journal of coastal research**, p. 398-407, 1992.

MCLACHLAN, A., BROWN, A. C. **The ecology of sandy shores**. 2. ed. New York: Academic Press, 2006.

NARO-MACIEL, E., BONDIOLI, A. C. V., MARTIN, M., ALMEIDA, A. P. A., BAPTISTOTTE, C., BELLINI, C., MARCOVALDI, M. A., SANTOS, A. J. B., AMATO, G. The interplay of homing and dispersal in green turtles: a focus on the southwestern Atlantic. **Journal of Heredity**, v. 103, p. 792-805, 2012.

NEVES, F. M.; BEMVENUTI, C. E. Spatial distribution of macrobenthic fauna on three sandy beaches from northern Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 54, n. 2-3, p. 135-145, 2006.

NEVES, S. B. **Estrutura da Fauna Bentônica de Rodólitos e Sedimentos Depositados nos Recifes Lateríticos na Área de Proteção Ambiental Costa das Algas, Aracruz, ES**. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2015.

OTEGUI, M. B. P; BLANKENSTEYN, A.; PAGLIOSA, P. R. Population structure, growth and production of *Thoracophelia furcifera* (Polychaeta: Opheliidae) on a sandy beach in Southern Brazil. **Helgoland marine research**, v. 66, n. 4, p. 479, 2012.

SAENGER, P.; MCCONCHIE, D., Heavy metals in mangroves: methodology, monitoring and management. **Envis Forest Bulletin**, v. 4, p. 52, 2004.

SARMA, A.L.N.; WILSANAND, V. Meiofauna of the outer channel of Chilka Lagoon, Bay of Bengal. **Indian J. Mar. Sci.**, v.25, p.302-306. 1996.

VAN LOON, W. M. G. M., BOON, A. R., GITTEBERGER, A., WALVOORT, D. J. J., LAVALEYE, M., DUINEVELD, G. C. A., & VERSCHOOR, A. J. Application of the Benthic Ecosystem Quality Index 2 to benthos in Dutch transitional and coastal waters. **Journal of Sea Research**, v.103, p.1-13. 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.05.002>

WIESER, W. D. Beziehung zwischen Mungdhlengehalt, Ernährungsweise und vorkommen bei freilebenden marine Nematoden. **Archives fur Zoologie**, v. 4, n. 26, p. 436-484, 1953.