BAÍA DE GUANABARA

UM AMBIENTE EM TRANSFORMAÇÃO

Estefan Monteiro da Fonseca
José Antônio Baptista Neto
Fabiana Cunha Leão Pompermayer
organizadores

BAIA DE GUANABARA:
UM AMBIENTE EM TRANSFORMAÇÃO

BAÍA DE GUANABARA
UM AMBIENTE EM TRANSFORMAÇÃO

Estefan Monteiro da Fonseca
José Antônio Baptista Neto
Fabiana Cunha Leão Pompermayer
organizadores

Ape'Ku Editora
produção editorial

Charles Neves
capa

Jefferson Lopes
revisão textual

Meta Impressões
impressão e encadernação

CONSELHO EDITORIAL

Ana Luisa Rocha Mallet - *Universidade Estácio de Sá*
Carolina Magalhães de Pinho Ferreira - *Universidade Federal do Rio de Janeiro*
Carlos Dimas Martins Ribeiro - *Universidade Federal Fluminense*
Cinara Maria Leite Nahra - *Universidade Federal do Rio Grande do Norte*
Cristiane Maria Amorim Costa - *Universidade do Estado do Rio de Janeiro*
Daniel Abreu de Azevedo - *Universidade de Brasília*
Diana I. Pérez - *Universidad de Buenos Aires*
Diogo Gonçalves V. Mochcovitch - *Universidade Federal do Rio de Janeiro*
Fabio Alves Gomes de Oliveira - *Universidade Federal Fluminense*
Guilherme Dias da Fonseca – *Université Clermont Auvergne | França*
Maria Clara Marques Dias - *Universidade Federal do Rio de Janeiro*
Martina Davidson - *Universidade Federal Fluminense*
Manuel Villoria Mendieta - *Universidad Rey Juan Carlos | Espanha*
Maria Andréa Loyola - *Universidade do Estado do Rio de Janeiro*
Michelle Cecille Bandeira Teixeira - *Universidade Federal Fluminense*
Murilo Mariano Vilaça - *Fundação Oswaldo Cruz*
Paula Gaudenzi – *Fundação Oswaldo Cruz*
Rafael Ioris – *University of Denver | EUA*
Rafael Haddock-Lobo - *Universidade Federal do Rio de Janeiro*
Renata Ramalho Oliveira Ferreira - *Instituto Nacional de Câncer*
Rita Leal Paixão - *Universidade Federal Fluminense*
Suane Felippe Soares - *Universidade Federal do Rio de Janeiro*
Vanessa Neitzke Montinello - *Instituto Nacional do Câncer &*
Universidade Federal do Rio de Janeiro
Wallace dos Santos de Moraes - *Universidade Federal do Rio de Janeiro*

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)

D111b da Fonseca, Estefan Monteiro

Baía de Guanabara: um ambiente em transformação / Estefan Monteiro da Fonseca, José Antônio Baptista Neto e Fabiana Cunha Leão Pompermayer (organizadores) – Rio de Janeiro: Ape'Ku, 2021.

544 p. ; 23 cm.

ISBN 978-65-86657-55-5 *versão impressa*

Inclui bibliografia.

1. Geologia. 2. Oceanografia . 3. Baía de Guanabara. I. Título. II. Autor.

CDD 551.46

Impresso no Brasil
Printed in Brazil

Este livro é dedicado a todos os pesquisadores que vieram antes e que começaram a estudar a Baía de Guanabara, e que fortemente permitiram darmos continuidade aos seus estudos: Francis Ruellan, Elmo da Silva Amador, Angela de Luca Rebello Wagener, Letícia Maria Mayr e tantos outros que contribuíram para o entendimento desta baía tão complexa, quanto bonita.

SUMÁRIO

AUTORES E AUTORAS.....12

APRESENTAÇÃO, por *Renato Crespo Pereira* 27

CAPÍTULO 1
FEIÇÕES ROMBOÉDRICAS NO EMBASAMENTO CRISTALINO E A ORIGEM DA BAIA DE GUANABARA, por *Luiz Antonio Pierantoni Gamboa, Andre Etienne Pacifico Pecanha Demonte Ferraz, Reiner Olíbano Rosas, Davy Raeder Brandão & André Luiz Ferrari*.....29

CAPÍTULO 2
A HISTÓRIA DO PREENCHIMENTO SEDIMENTAR DA BAÍA DE GUANABARA ATRAVÉS DA GEOFÍSICA, por *Cleverson Guizan Silva, Antonio Tadeu dos Reis, Lucas Torquato Carvalho Alves Goiana & André Luiz Ferrari*.....47

CAPÍTULO 3
EVOLUÇÃO GEOMORFOLÓGICA DA BAÍA DE GUANABARA E PLATAFORMA CONTINENTAL RASA ADJACENTE NOS ÚLTIMOS 40.000 ANOS, por *Gilberto Tavares de Macedo Dias, Rafael Cuellar de Oliveira e Silva & João Régis dos Santos Filho*.....73

CAPÍTULO 4
A GEOMORFOLOGIA DO ENTORNO DA BAÍA DE GUANABARA, por *Telma Mendes da Silva*.....95

CAPÍTULO 5
BACIA DE DRENAGEM DA BAÍA DE GUANABARA, por *Carlos Marclei Arruda Rangel & Priscilla Soares de Oliveira* 121

CAPÍTULO 6
O CLIMA DA BAÍA DE GUANABARA, por *Carla Maciel Salgado, Allan Sandes de Oliveira & Núbia BerayArmond* 147

CAPÍTULO 7
TIPOS DIVERSOS DE ÁGUA NA BAÍA DE GUANABARA-RJ, por *Fernanda Silva Soares, Gustavo Vaz de Melo, José Antônio Baptista Neto & Rafael Silva de Barros*..... 175

CAPÍTULO 8
SEDIMENTOLOGIA DA BAÍA DE GUANABARA, por *José Antonio Baptista Neto, Claudia Guterres Vilela, Estefan Monteiro da Fonseca, João Regis dos Santos Filho & Alex da Silva de Freitas*..... 209

CAPÍTULO 9
AS PRAIAS DA BAÍA DE GUANABARA, por *André Luiz Carvalho da Silva & Maria Augusta Martins da Silva* 229

CAPÍTULO 10
HISTÓRICO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS TRAÇOS NA ICTIOFAUNA DA BAÍA DE GUANABARA, por *Thatianne Castro Vieira, Ana Paula de Castro Rodrigues & Alejandra Filippo Gonzalez Neves dos Santos* 247

CAPÍTULO 11
ORGANISMOS BENTÔNICOS DA BAÍA DE GUANABARA, por *Abílio Soares-Gomes & Bernardo A.P. da Gama* 281

CAPÍTULO 12
COMPARTIMENTAÇÃO AMBIENTAL DA BAÍA DE GUANABARA COM BASE EM FORAMINÍFEROS, por *Claudia Gutterres Vilela & José Antonio Baptista Neto*.....303

CAPÍTULO 13
ATIVIDADE BACTERIANA NA BAÍA DE GUANABARA, por *Mirian Crapez & Natascha Krepsky*.....321

CAPÍTULO 14
VISÃO GERAL DOS IMPACTOS AMBIENTAIS NA BAÍA DE GUANABARA, por *Estefan Monteiro da Fonseca, Marcelo de Almeida Pompermayer, Patrícia Gloriza; Jessica de Freitas Delgado, Leonardo da Silva Lima, Adriana Azevedo & Thúlio Righeti Corrêa*.....361

CAPÍTULO 15
PROCESSOS DE EUTROFIZAÇÃO NA BAÍA DE GUANABARA, por *Valquiria Maria de Carvalho Aguiar*.....387

CAPÍTULO 16
POLUIÇÃO POR METAIS PESADOS NA BAÍA DE GUANABARA, por *José Antonio Baptista Neto, Estefan Monteiro da Fonseca, Gustavo Vaz Melo & Claudia Gutterres Vilela*.....409

CAPÍTULO 17
POLUIÇÃO POR HIDROCARBONETOS NA BAÍA DE GUANABARA, por *Renato da Silva Carreira & Carlos German Massone*.....435

CAPÍTULO 18
POLUIÇÃO POR DESREGULADORES ENDÓCRINOS NA BAÍA DE GUANABARA, por *Marília Teresa Lima do Nascimento, Ana Dalva de Oliveira Santos, Rejany Ferreira dos Santos & Daniele Maia Bila*.....465

CAPÍTULO 19
POLUIÇÃO POR RESÍDUOS SÓLIDOS NA BAÍA DE GUANABARA, por *Diego Gomes de Carvalho, Kidian Medeiros, Lucas Chiarelli de Oliveira, Helio Heringer Villena, Gustavo Vaz Melo, Thiago L. Drabinski, Estefan Monteiro da Fonseca & José Antonio Baptista Neto* 483

CAPÍTULO 20
RETRATO DA PESCA ARTESANAL E RECREATIVA NA BAÍA DE GUANABARA/RJ, por *Felipe Duval, Márcio Macedo, Khaue Vieira, Patricia Farias, Renan Amorim, Carolina Ramos Menezes, Fabiana Cunha Leão Pompermayer & Estefan Monteiro da Fonseca*.....509

AUTORES E AUTORAS

ABÍLIO SOARES-GOMES

Bacharel em Biologia Marina, Mestre em Zoologia e Doutor em Oceanografia Biológica. Professor Titular do Departamento de Biologia Marinha da Universidade Federal Fluminense, Vice-Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra e pesquisador bolsista do CNPq. Tem desenvolvidos seus projetos com auxílio financeiro da FAPERJ (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro), FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos), CNPq (Conselho Nacional de Pesquisa) e Petrobras. Parceiro científico do World Harbor Project, coordenado pelo Sydney Institute of Marine Science, desde sua fundação. Publicou cerca de 70 artigos científicos em revistas especializadas, além de organizar e participar como autor de livros relacionados à Ecologia Marinha, somando 18 publicações sobre a Baía de Guanabara.

ADRIANA AZEVEDO NETTO

É graduada em Administração pela Universidade Estácio de Sá (2008), MBA em desenvolvimento Gerencial Avançado em Gestão de Pessoas pela Universidade Federal Fluminense (2011), Mestranda em Dinâmica dos Oceanos e da Terra.

ALEJANDRA FILIPPO GONZALEZ NEVES DOS SANTOS

Doutora em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual do Paraná (UEM-NUPELIA), com bolsa sanduíche de 18 meses no Institut dEcologia Aquàtica, Universitat de Girona (UdG-Espanha), Mestre em Biologia Animal e Graduada em Zootecnia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Atualmente é Professora Associada II da Universidade Federal Fluminense (UFF), Faculdade de Veterinária, Dept. de Zootecnia e Desenvolvimento Agrossocioambiental Sustentável. É credenciada no Núcleo Permanente do Programa de Pós-Graduação Dinâmica dos Oceanos e da Terra DOT/UFF, e do Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha do IEAPM/UFF. É líder do Grupo de Pesquisa CNPq, Produção de Organismos Aquáticos e Desenvolvimento Sustentável.CV: http://lattes.cnpq.br/6767650336412406. Researchgate: www.researchgate.net/profile/Alejandra_Santos4.

ALEX DA SILVA DE FREITAS

Doutor em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense (UFF) e mestre em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela mesma universidade. Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Experiência

na área de botânica, com ênfase em melissopalinologia e palinologia do quaternário (palinomorfos continentais) e na análise de microfósseis marinhos (cistos de dinoflagelados).

ALLAN SANDES DE OLIVEIRA

É graduado em Geografia pela Faculdade de Formação de Professores, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ (2008), mestrado em Geologia e Geofísica Marinha (2011) e doutorado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (2016) pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Pesquisador Pós-Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (UFF). Pesquisas em mudança e variabilidade climática.

ANA DALVA DE OLIVEIRA SANTOS

Graduação em Licenciatura Plena em Geografia - Faculdade de Formação de Professores da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Especialista em Promoção de Espaços Saudáveis e Sustentáveis pela Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ. Mestre em Geologia e Geofísica Marinha - Universidade Federal Fluminense (UFF). Doutorado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra - Universidade Federal Fluminense (UFF). Pesquisadora Pós-Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (UFF). Trabalha nas seguintes áreas: Geografia da Saúde, Geografia Agrária, Toxicidade, Micropoluentes, Análises ambientais.

ANA PAULA DE CASTRO RODRIGUES

Possui graduação em Bacharelado em Ciências Biológicas, com ênfase em Biologia Ambiental, pelo Centro Universitário da Cidade e doutorado e mestrado em Geociências (Geoquímica Ambiental) pela Universidade Federal Fluminense. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Contaminação Ambiental, atuando principalmente na ecotoxicologia e avaliação de risco ecológico, como também na avaliação de risco à saúde humana. Atualmente, atua como Professora Adjunto A, no Departamento de Biologia Marinha, no Instituto de Biologia, da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

ANDRE ETIENNE PACIFICO PECANHA DEMONTE FERRAZ

É geólogo/geofísico, doutorado em métodos potenciais pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Atuou em consultoria para empresas mineradoras e petroleiras, assim como em projetos de demarcação de águas territoriais de estados costeiros na África e no Brasil. Atualmente atua como pesquisador, em pós-doutorado pela UFF, no apoio a projetos de pesquisa relacionados ao Pré-Sal.http://lattes.cnpq.br/0253719600303762

ANDRÉ LUIZ CARVALHO DA SILVA

Professor Adjunto do Departamento de Geografia da FFP-UERJ. Possui doutorado (2011) e mestrado (2006) em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense e graduação em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (2003). É docente do curso de graduação e Pós-graduação (Stricto Sensu e Lato Sensu) em Geografia e tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Geomorfologia e Geologia Costeira, atuando principalmente nos seguintes temas: geologia sedimentar; evolução costeira; erosão, dinâmica e sedimentologia de praias; intemperismo de rochas ornamentais; geologia e oceanografia da Antártica. É bolsista do Programa de Prociência da UERJ e pesquisador vinculado ao Núcleo de Estudos Paleobiogeoclimáticos (NEPaleo) do diretório de grupos de pesquisas do CNPq.

ANDRÉ LUIZ FERRARI

Geólogo formado na UFRJ, Doutor em Tectônica e Sedimentação pelo IG-USP, é professor de Geologia Estrutural, Geotectônica, Neotectônica e Mapeamento Geológico da UFF. Coordena, atualmente, projeto de pesquisa no pré-sal da Bacia de Santos e na bacia vulcânica de Pelotas, com uma perspectiva de evolução das margens conjugadas, brasileira e africana, em parceria com a GALP/Petrogal. Coordenou, recentemente, para a CPRM/Serviço Geológico do Brasil, um projeto sobre impactos da exploração de sal-gema na área urbana de Maceió, com uma equipe multidisciplinar, conjugando geofísica e geologia.

ANTONIO TADEU DOS REIS

Possui graduação em Geologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (1985), mestrado em Geofísica pelo Observatório Nacional (1994) e doutorado em Análise de Bacias (Geologia e Geofísica Marinha) - Université Pierre et Marie Curie - Paris 6 (atual Sorbonne Université) (2001). É professor Associado da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), e tem experiência nas áreas de Geociências Marinhas e Oceanografia, nos temas: Processos e Arquitetura de Sistemas Deposicionais Marinhos, com ênfase no Cenozóico e Quaternário; Processos Gravitacionais em Margens Continentais (tectônica gravitacional e movimentos de massa); e Relação Tectonismo-Sedimentação em Bacias Marginai.

BERNARDO A.P. DA GAMA

Doutor em Biotecnologia Vegetal pela UFRJ. Professor do Departamento de Biologia Marinha da UFF, atua nos Programas de Pós-Graduação em Biotecnologia Marinha do IEAPM (Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira) e da UFF e em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (UFF). É pesquisador nível 1D do CNPq na área de Oceano-

grafia Biológica e colaborador de longa data do instituto GEOMAR (Helmholtz Centre for OceanResearch Kiel, Alemanha), no projeto GAME (Global Approach by Modular Experiments in Marine Ecology) de pesquisa e intercâmbio de estudantes. Atua nas áreas de Bioincrustação Marinha, Ecologia Química Marinha, Bentos Marinho e Ecologia de Comunidades Marinhas, com mais de 50 artigos e capítulos de livros publicados.

CARLA MACIEL SALGADO

É graduada em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ (1989), mestrado (1996) e doutorado (2004) em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Professora Associada do Depto. de Geografia, Inst. de Geociências da Universidade Federal Fluminense (UFF). Pesquisas em geomorfologia e climatologia geográfica.

CARLOS GERMAN MASSONE

É professor do Departamento de Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio) onde realiza pesquisas na área de química analítica e contaminação ambiental. Antes de tornar-se professor trabalhou no Centro de Pesquisas Leopoldo Américo Miguez de Mello e no Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira. Atuou em diversos projetos ao longo de sua carreira, entre estes o Monitoramento Ambiental da Baia de Guanabara e a Caracterização Ambiental da Bacia de Campos. Acumula experiência na análise de traços, poluentes orgânicos, avaliação ambiental e geoquímica.

CARLOS MARCLEI ARRUDA RANGEL

É professor Adjunto do Departamento de Geografia e Políticas Públicas (DGP) da Universidade Federal Fluminense. Atua no Programa de Pós-Graduação em Gestão de Territórios e Saberes - UFF/IEAR. Realiza pesquisas nas áreas de Poluição dos Sistemas Aquáticos e Turismo. Possui Graduação em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro UERJ (2002), Especialização (2003), Mestrado (2006), Doutorado (2011) e Pós-Doutorado (2014) em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense (UFF). E-mail: carlosmarclei@id.uff.br

CAROLINA RAMOS MENEZES

É graduada em Geografia pela Universidade Federal Fluminense (Bacharelado/2015 e Licenciatura/2018), mestrado em Geografia pela Universidade Federal Fluminense (2018) e doutoranda em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (em andamento) pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Pesquisas em poluição ambiental.

CLAUDIA GUTTERRES VILELA

É professora Titular do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, possui Mestrado e Doutorado na UFRJ, em 1993 e 1998 respectivamente. Especializou-se em Micropaleontologia com ênfase em foraminíferos aplicados a estudos bioestratigráficos, paleoecológicos e diagnóstico ambiental. Coordena o MicroCentro, Laboratório de Análise Micropaleontológica, e orienta alunos de Doutorado, Mestrado e Iniciação Científica.

CLEVERSON GUIZAN SILVA

Possui graduação (1982) e mestrado (1987) em Geologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro e doutorado em Geologia pela Universidade de Duke, EUA (1991). Professor Titular da Universidade Federal Fluminense (UFF), com experiência em Geologia e Geofísica Marinha, nos temas: ambientes marinhos e costeiros, envolvendo processos sedimentares e evolução deposicional em margens continentais. Integrante do Laboratório de Geologia Marinha (LAGEMAR), atuando como docente nos cursos de Graduação em Geofísica e no Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra da UFF.

DANIELE MAIA BILA

Graduação em Engenharia Química (UFRRJ), Mestrado em Engenharia Química (COPPE/UFRJ). Doutorado em Engenharia Química (COPPE/UFRJ). Professora Associada do Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da UERJ. Tem experiência na área de Engenharia Química com ênfase na Engenharia Ambiental. Atua nas áreas de tratamento e caracterização de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. Tratamento de efluentes e água, processos oxidativos avançados e ozonização, reuso de efluentes. Problemática dos micropoluentes como desreguladores endócrinos (EDC), fármacos, produtos de uso pessoais, toxicidade e atividade estrogênica.

DAVY RAEDER BRANDÃO

Possui graduação em Geologia pela UFRJ em 2009 com pesquisa focada em análise de lineamentos, falhas e fraturas. Mestre em Análise de Bacias e Faixas Móveis pela UERJ com pesquisa focada em tectônica controladora de intrusão de diques, além análise de falhas e fraturas. Atualmente, é doutorando do Programa de Pós-graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra – DOT, do departamento de Geologia e Geofísica da UFF, com pesquisa focada em tectônica de margens continentais abrangendo as margens do Brasil e da África.

DIEGO GOMES DE CARVALHO

Graduado em Geografia pela Faculdade de Formação de Professores, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ (2011), mestrado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (2016) pela Universidade Federal Fluminense (UFF) e doutorando pelo mesmo curso. Atua como professor de geografia na Secretaria de Estado de Educação do Rio de Janeiro (Seeduc-RJ) e na Prefeitura de Magé.

ESTEFAN MONTEIRO DA FONSECA

Graduado em Oceanografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Mestrado em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense e Doutorado em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense/Queen´s University Belfast. Professor da Universidade Federal Fluminense, com vida acadêmica voltada para Geoquímica Ambiental, em estudos voltados para temas como metais pesados, hidrocarbonetos em corpos hídricos e contaminação ambiental. Atua a mais de 18 anos como consultor com foco no gerenciamento costeiro, em empreendimentos dos mais diversos segmentos como Energia, Óleo e Gás, Transportes etc, na elaboração de estudos ambientais e diagnósticos, com fins de licenciamento e remediação de impactos.

FABIANA CUNHA LEÃO POMPERMAYER

Doutorado em Bioética, Ética Aplicada e Saúde Coletiva do PPGBIOS - Programa de Pós-graduação em Associação das IES UFRJ, UFF, UERJ e FIOCRUZ e pós-doutoranda em Execução de Projetos de Saúde Ambiental no Programa Dinâmicas dos Oceanos e da Terra da UFF. É especialista em Linguagem pelo Conselho Federal de Fonoaudiologia, especialista em Psicopedagogia pela Universidade FUMEC - MG (2008) e especialista em Neurociência pela UFRJ - RJ (2015). Já foi professora e coordenadora de curso na Universidade Estácio de Sá - RJ. Atualmente é docente de pós-graduação em Neurociências e possui experiência em docência nas áreas de Saúde Coletiva, Bioética, Neurociências, Fonoaudiologia e Educação.

FELIPE DUVAL

Possui graduação em Ciência da Computação pela Universidade Federal Fluminense (2008) e mestrado em Biologia Computacional e Sistemas pelo Instituto Oswaldo Cruz (2016). Tem experiência na área de Ciência da Computação, com ênfase em Mineração de Dados e Estrutura de Dados. Trabalhando atualmente no Centro de Pesquisas de Energia Elétrica.

FERNANDA SILVA SOARES

Doutora em Ciências, pelo Programa de Pós Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra / Lagemar, pela Universidade Federal Fluminense (UFF), em 01/2017. Mestra em Geografia pela UFF (2007). Possui graduação em Geografia pela UFF (Licenciatura: 2004 e Bacharelado: 2005). Professora ensino básico, técnico e tecnológico do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), desde 2009 e, atualmente, pesquisadora no Programa de Pós Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra / Lagemar, UFF. Tem experiência na área de Sensoriamento Remoto e Sistemas estuarinos, atuando principalmente nos seguintes temas: meio ambiente, educação ambiental, poluição marinha, cor dos oceanos, correção atmosférica de imagens orbitais, Baía de Guanabara/RJ.

GILBERTO TAVARES DE MACEDO DIAS

Graduação em Geologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (1972) e doutorado em Géologie de L'Environnement - Université de Bordeaux I (1976). Atualmente é Professor Titular da Universidade Federal Fluminense. Tem experiência em geologia e geofísica marinha, com ênfase em Geologia Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: evolução costeira, diagnóstico e monitoramento ambiental de áreas costeiras e oceânicas, levantamentos sísmicos e por sonar de varredura lateral.

GUSTAVO VAZ MELO

Graduado em Oceanografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (1998), com mestrado (2004) e doutorado (2010) em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense. Atualmente, desenvolve pesquisas em temas relacionados à Hidrodinâmica de estuários, Dinâmica de sedimentos em suspensão, Dinâmica e evolução de ambientes costeiros, uso de argilominerais como indicadores de mudanças climáticas e ambientais.

HELIO HERINGER VILLENA

Graduado em Oceanografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (1983), mestre em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense (1999) e Doutor em Ciências pela Faculdade de Geologia da UERJ (2007) e Hidrógrafo pela Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (2014). Atualmente é professor da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Tem experiência na área de Oceanografia e Hidrografia, com ênfase em Oceanografia Geológica, atuando principalmente nos seguintes temas: sedimentos, batimetria, geologia. Larga experiência em estudos ambientais e processos de licemciamento ambiental offshore na bacias de Campos e Espirito Santo.

JESSICA DE FREITAS DELGADO

Graduada em Biologia Licenciatura pela Universidade Veiga de Almeida/UVA(2014), mestrado em biogeoquímica pelo Programa Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense concluído em 2019 e cursando atualmente doutorado no mesmo programa com previsão de termino em 2013. Pesquisa sobre metais pesados na água e sedimento, assim como na comunidade bentônica.

JOÃO REGIS DOS SANTOS FILHO

Graduado em Oceanografia pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e mestre em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Área de especialização: geomorfologia de plataforma continental, sedimentologia e morfodinâmica costeira, ambientes de sedimentação quaternários, licenciamento ambiental e mapeamento.

JOSÉ ANTONIO BAPTISTA NETO

Possui graduação em Geografia pela Universidade Federal Fluminense (1990), Especialização e mestrado em Geologia e Geofísica Marinha pela Universidade Federal Fluminense (1993) e doutorado em Geociências - Queen's University, Belfast (1996). Atualmente é professor Associado da Universidade Federal Fluminense. Bolsista de Produtividade do CNPq - 1B e Bolsista Cientista do Nosso Estado da FAPERJ. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Geologia Ambiental, atuando principalmente nos seguintes temas: ambiente costeiro, geoquímica ambiental e geologia ambiental.

KHAUE SILVA VIEIRA

É Engenheiro de Aquicultura pela Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC (2011) e Engenheiro de Segurança do Trabalho pela Universidade do Sul de Santa Catarina/ UNISUL (2018). Mestrado em Aquicultura e Recursos Pesqueiros, ênfase em reprodução e melhoramento genético animal, pela UFSC (2013). Doutorando em Dinâmica de Oceanos e da Terra na Universidade Federal Fluminense/UFF (Finaliza em 2021). Pesquisas com bioacumulação de metais pesados e microplásticos em organismos aquáticos. Experiência em entidades públicas, privadas e consultorias à FAO/ONU e empreendimentos particulares. Atualmente atuando no núcleo de gestão do Projeto AEQUOR - Programa de Inovação, Estudos, Pesquisas e Formação Avançada em Desenvolvimento Sustentável, Saneamento, Meio Ambiente Costeiros e Oceanografia.

KIDIAN MEDEIROS

Possui graduação em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (2004). Tem experiência na área de Geografia, com ênfase em Geografia Urbana e impactos ambientais em áreas costeiras, atuando principalmente nos seguintes temas: território, redes, e geologia-geomorfologia. Mestrado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense (2019).Tem experiência na área de poluição marinha por microplásticos em sedimentos costeiros.

LEONARDO DA SILVA LIMA

Graduado em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro e Pós Graduado em Gerenciamento de Projetos pela Fundação Getúlio Vargas - FGV. Mestre em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pelo Departamento de Geologia e Geofísica da Universidade Federal Fluminense - UFF. Doutorando do Departamento de Geologia e Geofísica da UFF. Apresenta vivência profissional direcionada ao estudo de Impactos Ambientais oriundos da construção de empreendimentos de infraestrutura (Energia, Transportes, Saneamento etc) privilegiando o acompanhamento e a execução de ações mitigadoras e o desenvolvimento de Programas Ambientais. Colabora a mais de 5 anos na elaboração de Estudos Ambientais para fins de licenciamento e remediação de impactos.

LUCAS CHIARELLI DE OLIVEIRA

Mestrando em Patrimônio e Geoconservação no Museu Nacional. Possui Graduação em geofísica pela Universidade Federal Fluminense, com ênfase em geofísica voltada para o meio ambiente. Experiência com geofísica rasa, com sonar de varredura lateral para mapeamento de detritos.

LUCAS TORQUATO CARVALHO ALVES GOIANA

Graduado em Geologia pela Universidade de Brasília (2013), com mestrado em Geologia e Geofísica pela Universidade Federal Fluminense (2017), com experiência em interpretação sísmica. Atualmente dedica-se à área de Ciência de Dados e desenvolvimento web, candidato ao Curso de Formação em Java, oferecido pela Universidade de Coimbra, Portugal.

LUIZ ANTONIO PIERANTONI GAMBOA

É geólogo pela URFRJ, com Mestrado pela UFRGS e Doutorado pela Universidade de Columbia-USA. Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal Fluminense, onde leciona as disciplinas de Interpretação Exploratória, Riscos Geológicos e Recursos do Mar. http://lattes.cnpq.br/5833701791575764

MARCELO DE ALMEIDA POMPERMAYER

Possui experiência em Docência de Curso Superior, nas áres de Projetos, Comunicação, Meio Ambiente e Inovação, tendo atuado ainda na Gestão Pública, exercendo funções executivas em governos municipais com foco em Meio Ambiente e também na Integração Econômica e Regional, com cargos públicos de principal gestor em Consórcio de Desenvolvimento e em Comitê de Bacia Hidrográfica. Na sociedade civil organizada, além da experiência como Gerente de Projetos ocupou a função de Vice Presidente da ANAMA - Associação Nacional de Órgãos Municipais de Meio Ambientes Municipais. Atualmente é consultor/pesquisador da UFF - Universidade Federal Fluminense, através da FEC - Fundação Euclides da Cunha, com participação como Coordenação Adjunta de Projetos nas áreas de Saneamento e Saúde Ambiental, Desenvolvimento Territorial e Políticas Públicas. É sócio - diretor - Valores - Inovação, Tecnologia e Gestão. Tem experiência na área de Ciência Política, com ênfase em Políticas Públicas, atuando principalmente nos seguintes temas: meio ambiente, saneamento, políticas públicas, comunicação, mercado de trabalho, planejamento territorial e economia.

MÁRCIO LUÍS CHAGAS MACEDO

Bacharel em Biologia formado na Faculdade Maria Thereza. Trabalho com comunidades pesqueiras no litoral do Rio de Janeiro desde 1998, realizando diagnósticos relacionados a pesca, levantamentos socioeconômicos e trabalhando a tecnologia pesqueira junto a algumas comunidades do norte do estado. Participou de programas de educação ambiental da costa do Rio de Janeiro até o litoral sul do Espírito Santo.

MARIA AUGUSTA MARTINS DA SILVA

Graduação em Geologia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (1973), mestrado em Geociências pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1976), mestrado em Geociências pela Columbia University (1980) e doutorado em Geociências pela Columbia University (1983). Professora associada do departamento de geologia da Universidade Federal Fluminense, aposentada em 2009. Experiência em geologia costeira, minerais pesados, ambientes de sedimentação, análise de bacia sedimentares, em particular as evaporíticas, intemperismo

MARÍLIA TERESA LIMA DO NASCIMENTO

Graduação em Licenciatura Plena em Geografia - Faculdade de Formação de Professores da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Especialista em Promoção de Espaços Saudáveis e Sustentáveis pela Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ.

Mestre em Geologia e Geofísica Marinha - Universidade Federal Fluminense (UFF). Doutorado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra - Universidade Federal Fluminense (UFF). Pesquisadora Pós-Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (UFF). Trabalha nas áreas de Geografia Agrária, Geografia da Saúde, Poluição Hídrica por Desreguladores Endócrinos. Atividade Estrogênica na Água e em Sedimentos Marinhos.

MIRIAN ARAUJO CARLOS CRAPEZ

Professora Titular da Universidade Federal Fluminense, com lotação no Departamento de Biologia Marinha do Instituto de Biologia. A graduação foi em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais. O doutorado foi realizado na Université D'Aix-Marseille II e o pós-doutorado na Université Paris VI, com trabalhos nas áreas de biodegradação de poliaromáticos e bioquímica de microrganismos, respectivamente. Os processos em ecologia microbiana são áreas de interesse para estudo e formação de recursos humanos. Possui afinidade por trabalhos em geomicrobiologia, qualidade de água e de sedimento, biotecnologia marinha, que inclui bioindicadores, biomarcadores e tecnologias de biorremediação.

NATASCHA KREPSKY

Bacharel em Microbiologia e Imunologia (UFRJ), Mestre em Biologia Marinha (UFF) e Doutora em Geologia e Geofísica Marinha (UFF). Foi bolsista de pós-doutorado júnior no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca no Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho (UFRJ) em 2008. Atualmente é Professora Associada da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO) e atua no Programa de Pós-Graduação em Ecoturismo e Conservação (PPGEC) como membro permanente desde 2016. Em 2020 iniciou como docente colaboradora no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical (PPGBIO). Com experiência em Microbiologia Marinha e biodegradação, lidera o grupo de pesquisa "Alternativas biológicas para recuperação ambiental" e coordena o projeto de extensão: "LACQUA em ação: bactérias do bem". Responsável pelo laboratório multidimensional de Microbiologia das Águas (LACQUA), monitora as praias com interesse turístico, buscando estratégias para recuperação e conservação do ambiente marinho. Acompanhe os nossos projetos pelo Instagram através do @lacqua_unirio.

NÚBIA BERAYARMOND

É graduada em Geografia pela Faculdade de Formação de Professores da Universidade do Estado do Rio de Janeiro/UERJ (2011), mestrado (2014) e doutorado (2018) em Geografia pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia da FCT/UNESP -

Presidente Prudente. Professora Adjunta no Departamento de Geografia do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Pesquisas em climatologia geográfica e geografia do clima.

PATRICIA FARIAS DE SOUZA

É graduada em Administração pela Universidade Plinio Leite (2007), Pós-Graduação em Gestão no Setor Petróleo e Gás na Universidade Candido Mendes – UCAM (2011), Pós-Graduação MBA Executivo em Gestão de Negócios na Universidade Candido Mendes – UCAM (2012), Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal Fluminense – UFF (Em andamento), mestrado pelo Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra na Universidade Federal Fluminense – UFF (Em andamento). Pesquisa em Bioacumulação de elementos traços e Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA's) em ostras e mexilhões e suas interações ambientais no estuário de São Vicente - Santos

PATRÍCIA GLORIZA

Engenheira Cartógrafa graduada pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Trabalha no Centro de Hidrografia como Engenheira de Tecnologia Militar, no processo de construção das cartas náuticas publicadas pela DHN desde 1985.

PRISCILLA SOARES DE OLIVEIRA

É professora da Rede Estadual do Rio de Janeiro. Realiza pesquisas na área de Geociências, com ênfase na geoquímica marinha e dos solos. Possui graduação em Licenciatura Plena em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (2011), Especialização (2012) pelo Programa de Pós-Graduação da Universidade Cândido Mendes, Mestrado (2014), Doutorado (2019) e atualmente Pós–Doutoranda no programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense (UFF). E-mail:priscillasoaresdeoliveira@gmail.com

RAFAEL CUELLAR DE OLIVEIRA E SILVA

Oceanógrafo formado pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ (2000). Possui Mestrado em Geologia e Geofísica Marinha pelo Laboratório de Geologia Marinha, da Universidade Federal Fluminense - LAGEMAR/UFF (2015). Bolsista de Doutorado (CAPES) na mesma instituição. Tem experiência em geologia e geomorfologia costeira; evolução costeira; geofísica marinha rasa; navegação marítima costeira; trabalhos de campo na região costeira fluminense; gestão e uso público de Unidades de Conservação.

RAFAEL SILVA DE BARROS

Possui graduação em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (1999), mestrado em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (2002) e doutorado em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (2006). Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal do Rio de Janeiro, atuando na área de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Sensoriamento Remoto, atuando principalmente nos seguintes temas: cartografia, sensoriamento remoto, geoprocessamento, modelos digitais de elevação gerados a partir de dados de sensores orbitais.

REINER OLÍBANO ROSAS

É doutor em Geografia Física pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal Fluminense (UFF), onde atua na área de Geociências com ênfase em Geomorfologia, Processo Erosivo, Redução de Risco de Desastres e Geoprocessamento. http://lattes.cnpq.br/4484335621458630

REJANY FERREIRA DOS SANTOS

Graduação em Geografia em Licenciatura pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Mestrado em Dinâmicas dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Bolsista da Fundação Oswaldo Cru (FIOCRUZ). Atua nas seguintes áreas: Governança territorial, baía de Guanabara, educação ambiental, agroecologia, promoção da saúde, gestão de bacia hidrográfica e justiça ambiental. Participa do Comitê de Bacia Hidrográfica da baía de Guanabara como representante da Sociedade Civil Organizada e atua no Conselho Consultivo da Fundação Instituto das Águas do Município do Rio de Janeiro - RIO-ÁGUAS. Grupo de Pesquisa Saúde, Ambiente e Saneamento, vinculado à Escola Nacional de Saúde Pública (ENSP/ Fiocruz – CNPq). Trabalha nas seguintes áreas: Poluição Hídrica por Desreguladores Endócrinos e Atividade Estrogênica na Água e em Sedimentos de rios.

RENAN MARTINS AMORIM

Possui Graduação em Ciências Biológicas - Bacharelado em Ecologia (2012) e Licenciatura (2015) - e especialização em Gestão Ambiental (2014) pela Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ - e Mestrado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense - UFF (2020). É aluno de doutorado no Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (DOT-UFF) com ênfase em Biogeoquímica. Pesquisa padrões ecológicos da macrofauna bentônica de sedimento e influência de contaminantes.

RENATO DA SILVA CARREIRA

Professor Associado no Departamento de Química da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio). Graduação em Oceanografia (1990) pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), com mestrado (1994) e doutorado (2000) em Química pela PUC-Rio. Estágio sênior no Alfred Wegener Institute of Polar and Marine Science (2017). Foi professor na Faculdade de Oceanografia/ UERJ (1996-2011), onde coordenou o Programa de Pós-Graduação em Oceanografia (2007-2010). Foi coordenador do PPG em Química da PUC-Rio (2013-2016) e desde 2016 coordena o Laboratório de Estudos Marinhos e Ambientais (LabMAM) da PUC-Rio. Linhas de pesquisa: (i) Geoquímica orgânica marinha: uso de indicadores moleculares e isotópicos para compreender a variabilidade natural e os impactos antrópicos sobre o ciclo da matéria orgânica, assim como em estudos paleoceanográficos; (ii) Avaliação, diagnóstico e monitoramento da contaminação por hidrocarbonetos e esgotos em sistemas aquáticos.

TELMA MENDES DA SILVA

É doutora em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Professora do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Pesquisadora do Núcleo de Estudos do Quaternário e Tecnógeno (NEQUAT/UFRJ).

THATIANNE CASTRO VIEIRA

É doutoranda em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense. Mestre em Geociências (Geoquímica Ambiental) pela Universidade Federal Fluminense. Graduada em licenciatura plena em Ciências Biológicas pela Universidade Unigranrio. Cursando o Bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha pela Universidade Federal Fluminense. Atua na área de monitoramento ambiental, contaminação de ecossistemas aquáticos, gerenciamento ambiental e ecotoxicologia marinha. Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, Universidade Federal Fluminense.

THIAGO L. DRABINSKI

Graduando em Ciência Ambiental na Universidade Federal Fluminense - UFF. Tem experiência na área de Geociências. Vem se especializando nas áreas de Poluição Ambiental, QSMS, Auditoria Interna (SGI) e Gestão de Resíduos Sólidos e Licenciamento Ambiental. Desenvolve trabalhos junto ao laboratório LAGEMAR-UFF em projetos de pesquisa que visam a análise da poluição por microplásticos em ambientes costeiros. Possui ensino médio (2º grau) pelo Colégio La Salle (Niterói, RJ). Reali-

zou uma experiência de intercâmbio cultural durante um período de três meses no País de Gales, com o objetivo de aprimoramento da língua inglesa na Celtic English Academy.

THÚLIO RIGHETI CORRÊA

É graduado em Arquitetura e Urbanismo, da Universidade Estácio de Sá (2019), Mestrando em Dinâmica dos Oceanos e da Terra pela Universidade Federal Fluminense (UFF). Pesquisador Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra (UFF). Pesquisas em mudança e variabilidade climática.

VALQUIRIA MARIA DE CARVALHO AGUIAR

Graduada em química pelo Instituto de Química da Universidade de São Paulo (IQUSP/2000) Mestrado em Oceanografia Química/Geológica pelo Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP/2002). Doutorado em Oceanografia Química e Geológica pelo Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP/2005). Pesquisadora colaboradora no Lagemar no Instituto de Geociências da Universidade Federal Fluminense (UFF) desde 2006. Pesquisa em Geoquímica Marinha e Oceanografia Química.

PREFÁCIO

Renato Crespo Pereira
PESQUISADOR

Ao receber o convite para prefaciar este livro, "Baía de Guanabara: um ambiente em transformação", e sem antes apreciá-lo, fiquei imediatamente imaginando o que motivou os seus organizadores a realizarem esta obra reunindo muitos autores e inúmeras abordagens sobre este ecossistema. Mas em muito pouco tempo de reflexão, encontrei algumas respostas ou motivações nas próprias características deste ecossistema tão singular, testemunha da História do Brasil e do Rio de Janeiro, e que sempre atraiu e ainda atrai os mais diversos olhares e interesses. Desde diversos navegadores europeus do início do século XVI, a naturalistas como Charles Darwin, no início do século XIX, a paisagem e a beleza da Baía de Guanabara foram descritas e representadas pelos olhares de escrivães de frota, poetas, pintores, viajantes em geral e cientistas. Até mesmo o valor econômico que desempenha ainda hoje já foi ressaltado pelo naturalista botânico Saint-Hillaire (1779-1853), que perguntou: "Quem seria capaz de descrever as belezas que apresenta a baía do Rio de Janeiro, esse porto que, na opinião de um dos nossos almirantes mais instruídos, poderia conter todos os navios da Europa?"

Um livro texto dedicado integralmente à Baía de Guanabara, caracterizando-a através de diferentes abordagens abióticas e bióticas é um grande motivo de celebração. Mas só a Baía de Guanabara, acredito que dentre poucos ecossistemas no mundo, reúne um grande volume de dados ambientais/científicos capazes de sustentar uma obra de tamanha dimensão e abrangência, como este livro. Um livro que trata de origem geológica deste ecossistema, sua dinâmica sedimentar, evolução geomorfológica, bacia de drenagem, clima, tipos de água, praias, sua biota, dinâmica bacteriana e impactos antrópicos diversos.

Mas a Baía de Guanabara também merece esta deferência por razões outras. Suas características únicas e exuberância natural há muito é cantada por poetas e admirada por aqueles que a cruzam ou a sobrevoam. Mas como cantou Caetano Veloso, "era ao mesmo tempo bela e banguela a Guanabara". A Baía de Guanabara é mesmo um ambiente em constante transformação, mas que desperta a atenção de todos para a sua extrema resistência e resiliência frente aos

impactos antrópicos a que esteve e continua sendo submetida. Este livro é um testemunho inequívoco, através de diversas abordagens, sobre estas características de persistência e perenidade da Baía de Guanabara. E este livro também se soma às muitas histórias e simbologias sobre este ecossistema.

Mas que ciência, se não a nativa, poderia gerar e disponibilizar ao público o conhecimento científico reunido neste livro? São muitas décadas de dedicação de inúmeros cientistas brasileiros, certamente citados e reverenciados nos diversos capítulos que compõem esta obra. O livro expressa, com propriedade, o estágio nacional de desenvolvimento, maturidade e excelência das pesquisas em ciências do mar realizadas no Brasil. Somado a outros livros que reúnem exemplos de pesquisas científicas em ecossistemas marinhos brasileiros, contribuem e contribuirão para o fortalecimento da formação de profissionais em ciências do mar no Brasil. Não menos importante, constitui referência para gestores sobre os quais recai a responsabilidade de empreender esforços visando a recuperação ambiental da Baía de Guanabara e seus entorno para que as futuras gerações sigam a reverenciá-la.

Este é um belo livro, com textos primorosos, acompanhados de uma riqueza de ilustrações e excelente diagramação que a muitos auxiliarão no conhecimento de características da Baía de Guanabara e na compreensão de sua dinâmica. Só posso a ele desejar sucesso e que ele mostre às gerações atuais e futuras as razões da Baía de Guanabara ter despertado e ainda atrair a atenção de amplo e diverso público.

FEIÇÕES ROMBOÉDRICAS NO EMBASAMENTO CRISTALINO E A ORIGEM DA BAIA DE GUANABARA

Luiz Antonio Pierantoni Gamboa
Andre Etienne Pacifico Pecanha Demonte Ferraz
Reiner Olíbano Rosas
Davy Raeder Brandão
André Luiz Ferrari

RESUMO

A Baia de Guanabara (BG) está situada no interior de uma estrutura romboédrica abatida bem definida pela geomorfologia continental. Esta posição favoreceu sua formação e a captação dos cursos fluviais para esta região. Sua boca estreita da baia pode ser explicada pela presença de blocos abatidos, evidenciados pela magnetometria, na área submersa e pelas feições romboédricas menores observadas na região costeira. O presente estudo se baseia na descrição detalhada das derivadas do campo magnético anômalo no âmbito regional e de detalhe. Secundariamente foi utilizada gravimetria em escala regional e análise do relevo na região da BG por imagem de satélite. Os resultados obtidos se apresentaram bastante significativos devido à notável semelhança entre as feições romboédricas de detalhe e as regionais formadas durante a movimentação cisalhante causada pela separação continental, que ainda hoje pode ser observada nas rochas do embasamento cristalino nas regiões adjacentes à Baia de Guanabara e da Bacia de Santos. A Baia de Guanabara está situada na parte central de um segmento da linha de costa brasileira onde existe uma abrupta mudança de seu traçado NE-SW para E-W, o que pode estar relacionado à reativação das estruturas pré-cambrianas do escudo Atlântico no Cretáceo Inferior pelos processos iniciais de ruptura do Gondwana, e novamente reativadas durante a formação das bacias intracontinentais a partir do Paleogeno. As estruturas formadas no Cretáceo Inferior se associam a blocos cuja geometria se aproxima de romboedros e resultam da reativação de grandes falhas transcorrentes quando a crosta, bastante aquecida, comportava-se

mais plasticamente e podia ajustar-se à movimentação da separação continental como uma unidade. Movimentos transpressivos podem ter gerado faixas de relevo positivo, ainda hoje visíveis na área continental, assim como os movimentos transtensivos podem ter facilitado a injeção de diques de diabásio ao longo de falhas e fraturas.

ABSTRACT

Guanabara Bay is located in the central part of the Brazilian coastline where an abrupt change on its SW-NE trends becomes E-W. The location and shape of the bay bear an intrinsic relationship with the geologic structures created during the early phases of continental rupture and separation between the African and South American continents. These crustal deformation structures are associated with rhombohedral shapedblocks commonly created by the moments of large transcurrent or strike-slip faults. These large structures were formed in response to the initial movements separating the future continents when the crust was hotter than normal and had a more plastic behavior. Later, in the Tertiary, the whole region was affected by ocean margin tectonics. The present study is based on a detailed description of derivatives of the anomalous magnetic field both on the regional and on the local scales. Regional gravimetric data and geomorphological analyses were also used to substantiate our results. The results seem to be reasonable due to the notable similarities between the rhombohedral features at both scales. The result of the transcurrent movements caused by continental spreading can also be observed in the basement rocks of the region adjacent to the Guanabara and Santos Bays in the form of rhombohedral geomorphic relief. The transpressive movements could have generated the stretches of the positive relief still visible on land, and the transtensive movements may have facilitated the intrusions of diabase dikes along faults and fractures. Guanabara Bay is situated in the interior of a subsident rhombohedral block well defined by its outcropping boundaries. The location of the bay allowed the capture of the fluvial channels of the adjacent region. Its narrow opening to the sea can be explained by the existence of submerged basement rocks interpreted from the magnetic data and by analogy with the smaller rhombohedra observed along the adjacent coastal area.

1. INTRODUÇÃO

A Baia da Guanabara (BG) é um dos relevos mais espetaculares da Terra. Sua forma fechada na entrada e larga no interior configura um dos portos mais atrativos do mundo e, por isso, seu controle foi desde sempre almejado pelas nações navegadoras. Desde os primórdios da observação humana, todas as descrições desta região denotam a emoção causada pela beleza desta baia, que continua a impressionar todos que a contemplam. Porém, sua estrutura geológica, composta por rochas muito antigas envolvidas em processos formadores de relevo bem mais modernos, ainda carece de entendimento.

Imagens de satélite nos fornecem uma visão das principais estruturas que compõem este relevo e os métodos magnético e gravimétrico, além de evidenciar aspectos geológicos, nos mostram as possibilidades de um entendimento tridimensional desta área. A Baia de Guanabara está situada na parte central de um segmento da linha de costa brasileira onde existe uma abrupta mudança de um traçado SW-NE para uma direção E-W (Figura 1).

Neste capítulo apresentamos uma interpretação destes dados em que a posição e forma da baia está relacionada às estruturas criadas pelos processos de ruptura e separação África - America do Sul. Essas estruturas de deformação da crosta se associam a blocos cuja geometria se aproxima de romboedros, que por definição correspondem a prismas cujas faces são paralelogramos, e resultam com frequência de movimentos conjugados de grandes falhas transcorrentes. Quando observados em mapa, esses blocos romboédricos, por conseguinte, apresentam suas faces aflorantes delineando figuras próximas a paralelogramos.

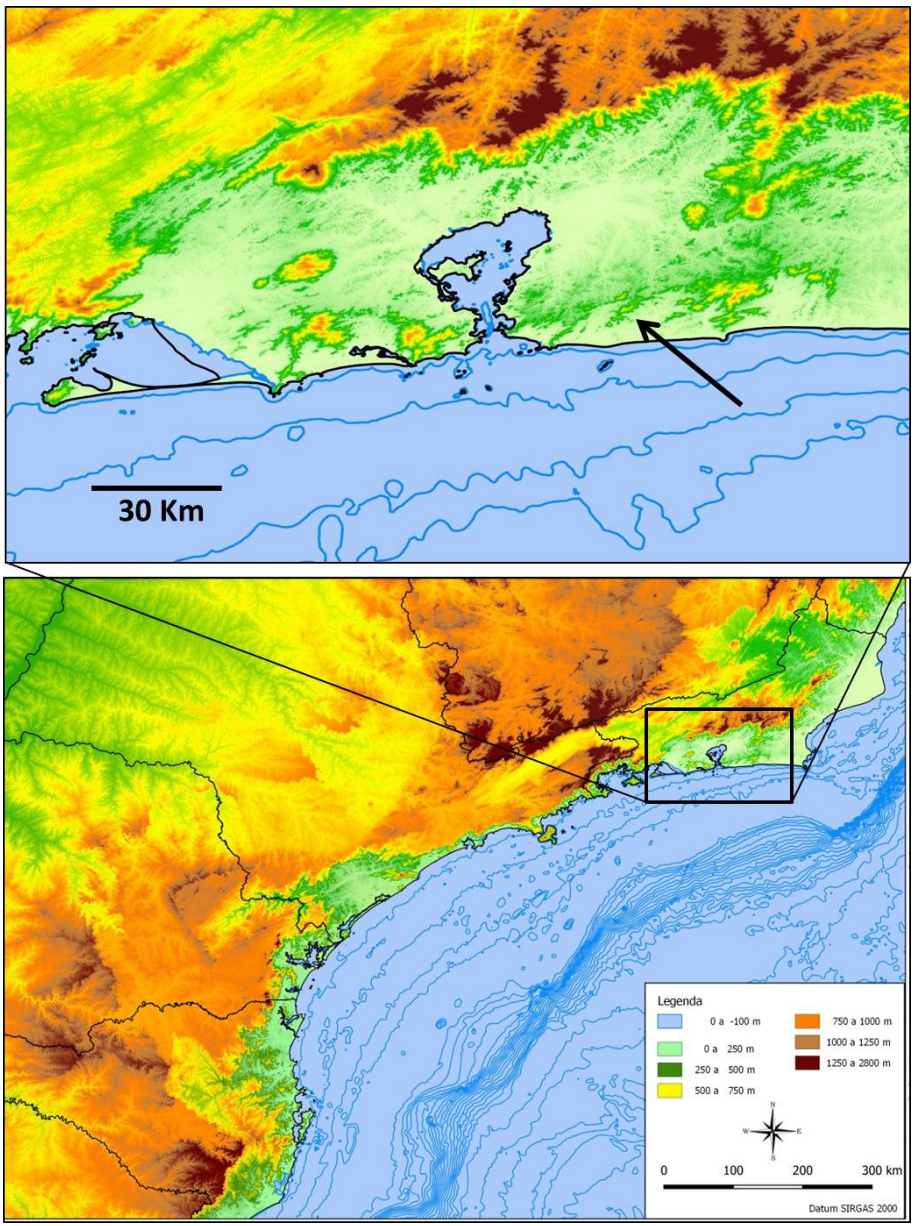


Figura 1. Mapa regional obtido por imagem de satélite mostrando a BG no contexto regional com um zoom representado no retângulo acima. Notar a grande feição romboédrica do relevo que engloba a BG, assim como as feições romboédricas fractais indicadas pela seta preta.

2. METODOLOGIA

A gravimetria e a magnetometria, conhecidas na geofísica como métodos potenciais, constituem uma importante ferramenta para a análise dos processos geológicos regionais. Normalmente, esses métodos são empregados em conjunto para permitir a criação de modelos interpretativos mais consistentes, uma vez que ambos partem de princípios físicos um pouco diferentes.

Existem casos, no entanto, que a gravimetria ou a magnetometria aplicadas individualmente apresentam melhores respostas para o ambiente geológico que se está investigando. É o caso do objeto deste estudo, cujo foco é o embasamento cristalino e suas feições romboédricas, que são claramente reveladas pela magnetometria devido aos elevados contrastes de susceptibilidade magnética encontrados entre as rochas cristalinas. O exemplo mais relevante corresponde aos diques de diabásio intrudidos em rochas ácidas do embasamento que funcionam como verdadeiros delineadores das feições romboédricas investigadas. A gravimetria, por sua vez, também revela as estruturas romboédricas da Bacia de Santos, entretanto, numa escala regional, corroborando a interpretação magnética nessa mesma escala (Figuras 2 e 3).

A magnetometria constitui uma importante ferramenta que auxilia no mapeamento geológico, principalmente em áreas com predominância de rochas ígneas ou metamórficas cujas distintas magnetizações muito auxiliam na identificação dos diversos terrenos. Em bacias sedimentares, este método pode também ser de grande relevância na investigação do embasamento e das dimensões, bem como na identificação de injeções magmáticas que afetam o pacote sedimentar.

O presente trabalho envolve uma análise comparativa entre os dados magnéticos de detalhe em área no entorno da BG e dados regionais envolvendo boa parte da Bacia de Santos e a área oceânica adjacente, além de um estudo da geomorfologia da região através de dados de satélite. A área de detalhe está principalmente situada em terreno proterozóico da faixa Ribeira que corresponde ao embasamento raso da região proximal da referida bacia, apresentando áreas aflorantes e coberturas cenozóicas. Já a área regional é bastante abrangente, envolvendo a área continental emersa, o embasamento raso e profundo na região do rifte (Ferrari, 2001; Riccomini *et al.*, 2004).

O mapa regional do campo magnético é apresentado na Figura 2 onde a estrutura regional do rifte, que condicionou a Bacia de Santos, é revelada pelo

método da primeira derivada vertical do campo magnético. Esse método permite separar claramente o embasamento raso, situado a oeste da linha de charneira da bacia, do embasamento profundo, situado a leste da mesma, já no domínio do rifte (Figura 2B). Além de definir o domínio do rifte, pode-se identificar claramente os lineamentos associados às zonas de fratura oceânica (ZFs) e sua relação

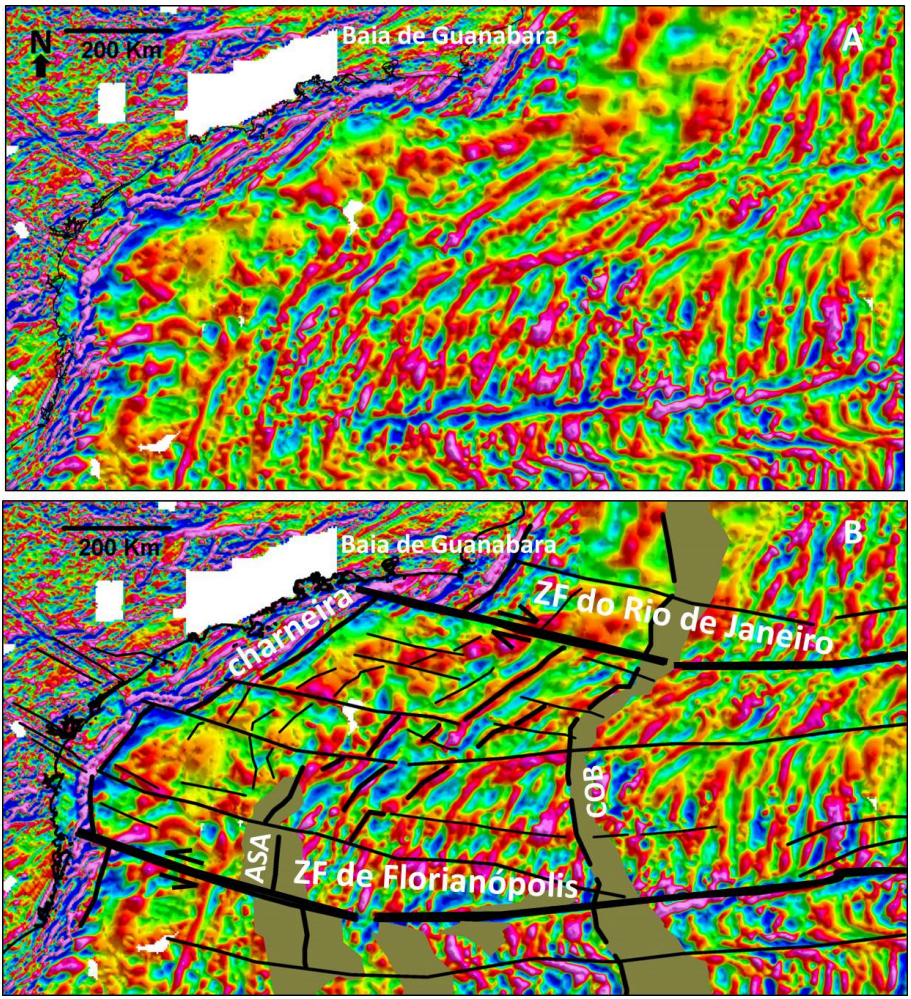


Figura 2. (A) Mapa da derivada vertical do campo magnético total situando a BG no contexto regional. (B) Interpretação regional do rifte mostrando sua compartimentação controlada por zonas de transferência originadas na direção WNW que se defletem para E-W, evoluindo para zonas de fratura oceânica. Estão destacadas a Zona de Fratura (ZF) do Rio de Janeiro, de deslocamento destral, e ZF de Florianópolis de deslocamento sinistral. Os traços transversais representam o trend regional NE do rifte de natureza distencional. As áreas verdes correspondem às áreas de elevação do manto onde se associam o eixo abortado de espalhamento (ASA) e o limite crosta continental/crosta oceânica (COB)

com a borda do rifte, onde deslocam a linha de charneira, assumindo o papel de zonas de transferência. Pode-se verificar também que as feições romboédricas regionais são balizadas pelas ZFs (Figura 2B).

O mapa gravimétrico regional está representado pela anomalia de gravidade Bouguer residual (Figura 3). Esse mapa foi obtido pelo método de "filtragem passa alta da gravidade Bouguer", permitindo a visualização da estrutura profunda do rifte, além de seu embasamento. Pode-se verificar as proeminentes anoma-

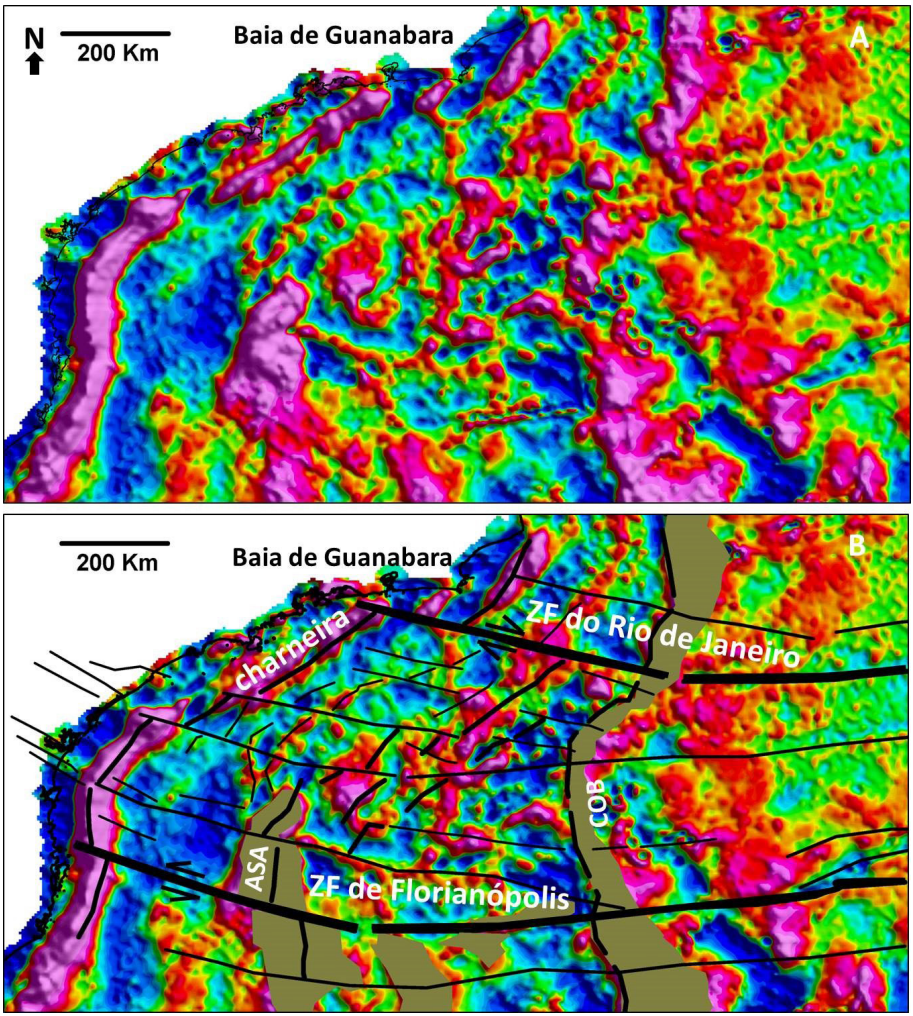


Figura 3. (A) Mapa de gravidade Bouguer residual obtido por filtragem passa alta (corte em 500 Km) com posicionamento da BG no contexto regional. (B) Interpretação (vide texto da Figura 2 B). Notar que as áreas de elevação do manto, em verde, são claramente reveladas nesse mapa de gravidade Bouguer, não sendo identificadas no mapa magnético (Figura 2).

lias de gravidade positivas associadas às principais áreas de elevação do manto. A anomalia assinalada como ASA (Figura 3B) corresponde a um eixo abortado de espalhamento e geração de crosta oceânica, e a anomalia COB corresponde ao limite entre a crosta continental do rifte e a crosta oceânica a leste. Observa-se que a interpretação magnética da Figura 2B se ajusta bem ao mapa gravimétrico (Figura 3B), mostrando que a gravimetria corrobora a magnetometria.

Os métodos potenciais de estudo da crosta terrestre, associados aos dados de sísmica obtidos na margem continental e aos estudos geológicos no continente fornecem importantes indicações de como a Baia de Guanabara foi formada. Feições magnéticas do embasamento em forma de romboedros foram descritas nessa pesquisa, tanto em âmbito regional como de detalhe (Figuras 4 e 5). Na escala de detalhe (Figura 5), essas feições são observadas na região que engloba a Baia de Guanabara e em áreas adja-

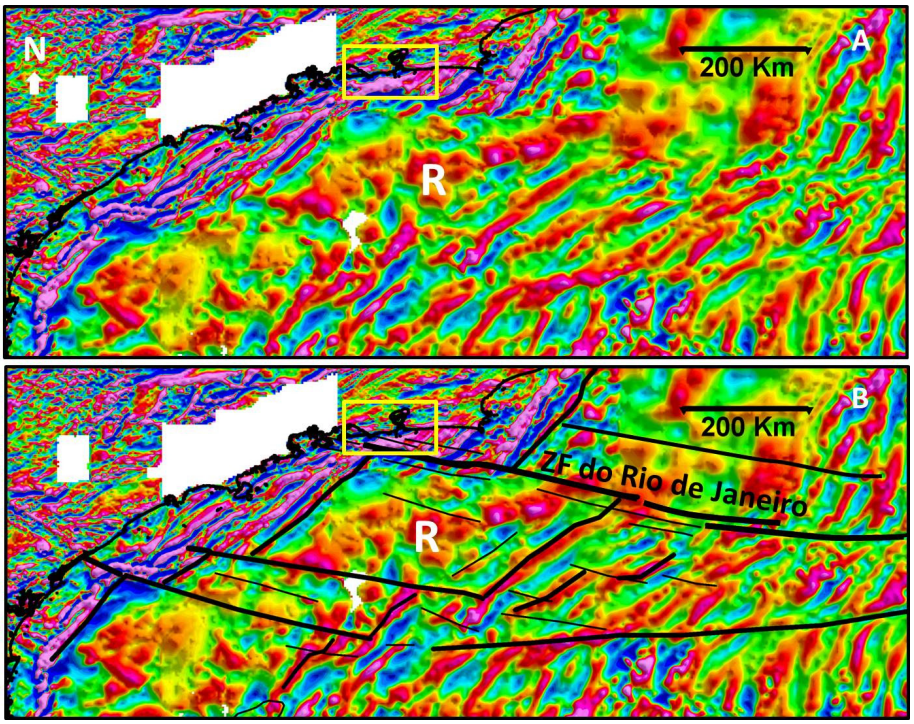


Figura 4. (A) mapa magnético regional (mesmo tema da Figura 2) mostrando a região da margem continental adjacente à área de detalhe do entorno da BG (retângulo amarelo correspondente à Figura 5). A letra R indica a feição romboédrica notável de caráter regional situada ao sul da BG (vide texto). (B) mapa de interpretação regional mostrando as grandes zonas de transferência do rifte que originaram as zonas de fratura oceânica, com destaque para ZFRJ. A linha de charneira da Bacia de Santos está representada em traço preto segmentado de forma a enfatizar os deslocamentos produzidos pelas zonas de transferência. Notar que a ZFRJ intercepta o retângulo de detalhe da BG.

centes, documentando os movimentos cisalhantes sofridos pela crosta durante o início da separação entre a África e a América do Sul. Diques injetados em direções transversais às direções de cisalhamento são também conspícuos no continente e na plataforma continental, sendo identificados pelos métodos potenciais (Figura 5). Suas assinaturas magnéticas, enfatizadas pelas derivadas do campo magnético total, permitiram uma análise comparativa das estruturas do embasamento raso com grandes estruturas regionais do rifte associadas à evolução tectônica da Bacia de Santos (Figura 4).

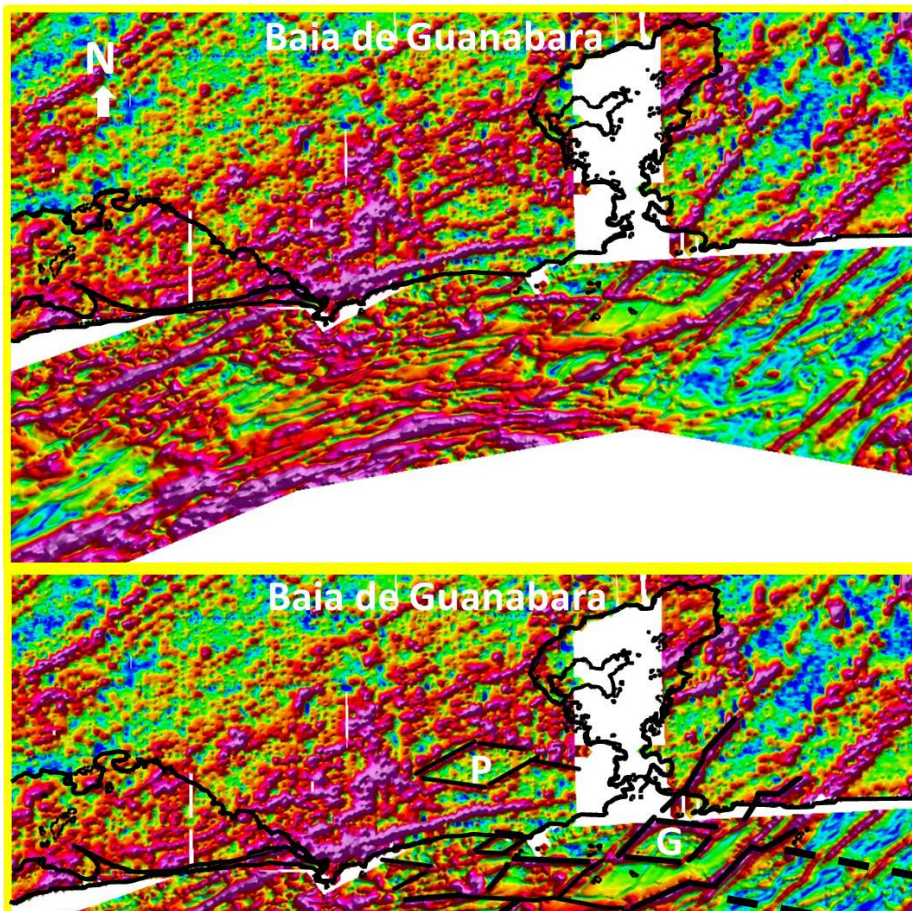


Figura 5. (A) mapa de detalhe da amplitude do sinal analítico do campo magnético total na área do entorno da BG. As letras brancas G, P e M indicam feições romboédricas notáveis (vide texto). (B) mapa de interpretação mostrando as feições romboédricas contornadas em traço preto e a zona de transferência (tracejado preto espeço) que originou a Zona de Fratura do Rio de Janeiro (ZFRJ).

3. DADOS UTILIZADOS

3.1. DADOS MAGNETOMÉTRICOS

Os dados magnéticos utilizados nesse estudo correspondem ao aerolevantamento do Rio de Janeiro (a cargo do Serviço Geológico do Brasil – CPRM,2011) nas áreas emersas do entorno da BG. É importante notar que existe uma janela com

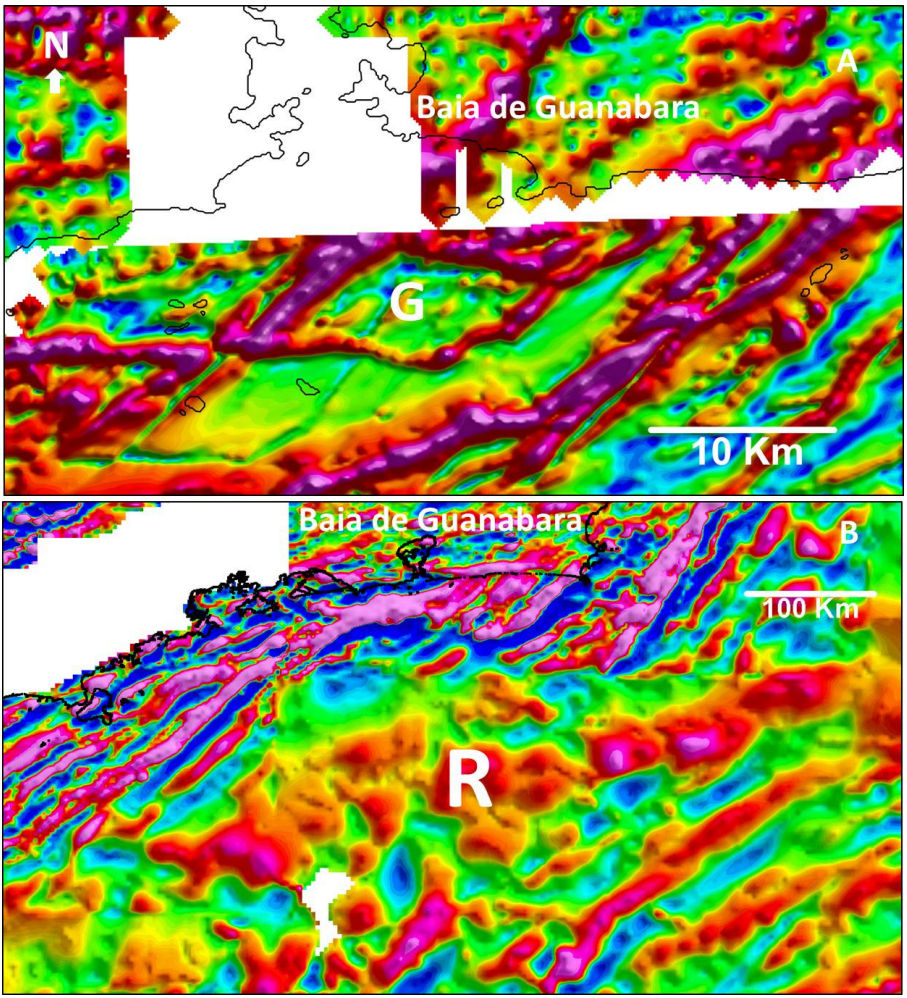


Figura 6. (A) *zoom* obtido do mapa da Figura 5 visando destacar o romboedro local situado ao sul da entrada da BG assinalado com a letra G (vide texto). (B)*zoom* obtido do mapa da Figura 4 para destacar o romboedro de dimensões regionais situado ao sul da BG assinalado com a letra R (vide texto). Notar a grande semelhança entre os romboedros G e R cujos ângulos internos são praticamente idênticos.

ausência de dados numa faixa N-S sobre a BG devido à presença de áreas militarizadas e áreas de intenso trafego aéreo (Figuras 5, 6A e 7). Na área marinha adjacente, sobre a plataforma continental, foram utilizados dados do aerolevantamento de alta sensibilidade da margem continental SE realizado pela FUGRO/LASA (2002).

Para a análise regional foi utilizado um mapa resultante da integração dos grids da GETECH (2011), nas áreas proximais e emersa, com grids da base de dados globais EMAG2 (disponíveis na rede) nas áreas distais e oceânicas adjacentes.

3.2. DADOS GRAVIMÉTRICOS

Os dados gravimétricos utilizados nesse estudo tiveram uma aplicação mais regionalizada, tendo sido obtidos a partir da base de dados globais, de domínio público, disponíveis na rede. Estes dados resultam de altimetria por satélite (Topex/Poseidon).

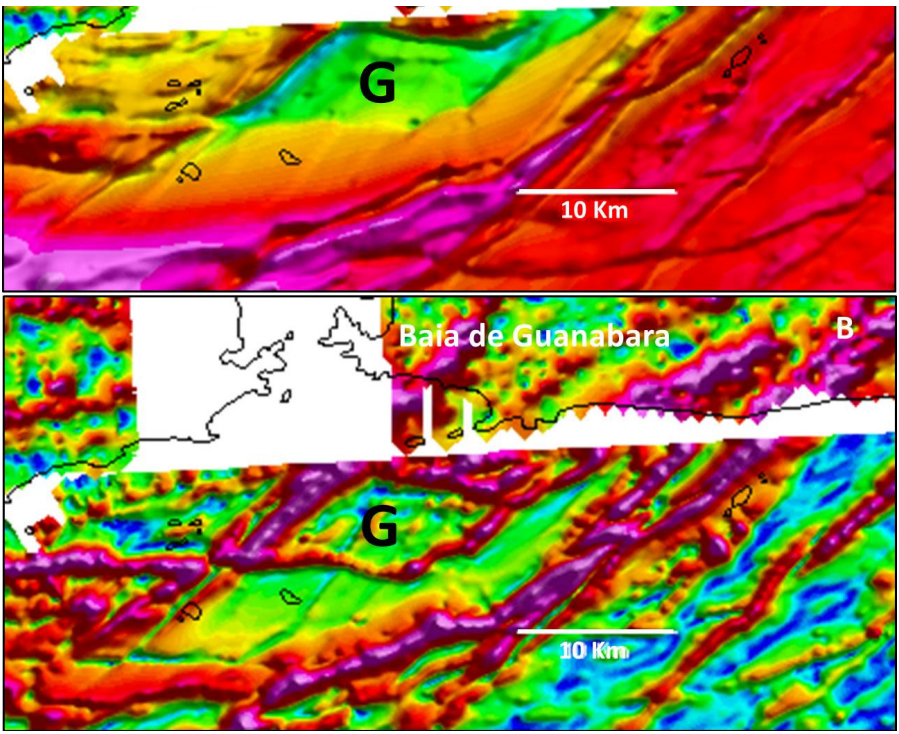


Figura 7. (A) detalhe do romboedro G observado a partir do mapa do campo magnético total. Notar o baixo magnético suavizado no interior do romboedro (representado em tons verdes). (B) detalhe do romboedro G observado a partir do mapa de derivadas da Figura 5. Notar como as derivadas destacam os lineamentos associados a prováveis diques básicos injetados no entorno do bloco romboédrico.

4. O CAMPO MAGNÉTICO ANÔMALO NO ENTORNO DA BAIA DE GUANABARA

A componente de alta frequência do campo magnético anômalo na região do entorno da BG é composta em grande parte pelas anomalias lineares associadas aos diques básicos. A Figura 5A apresenta o mapa de amplitude do sinal analítico do campo magnético que atua como filtro de altas frequências permitindo mapear perfeitamente esses diques que se distribuem regionalmente no entorno da estrutura que define a BG ou atravessando a mesma.

Tais anomalias, geradas pelos diques, se apresentam como extensos lineamentos regionais de direção predominante NE-SW que se estendem da plataforma continental, adentrando a área emersa por dezenas de quilômetros. Uma outra família desses lineamentos, também muito proeminentes, pode ser observada na plataforma continental a SW da BG onde assumem as direções

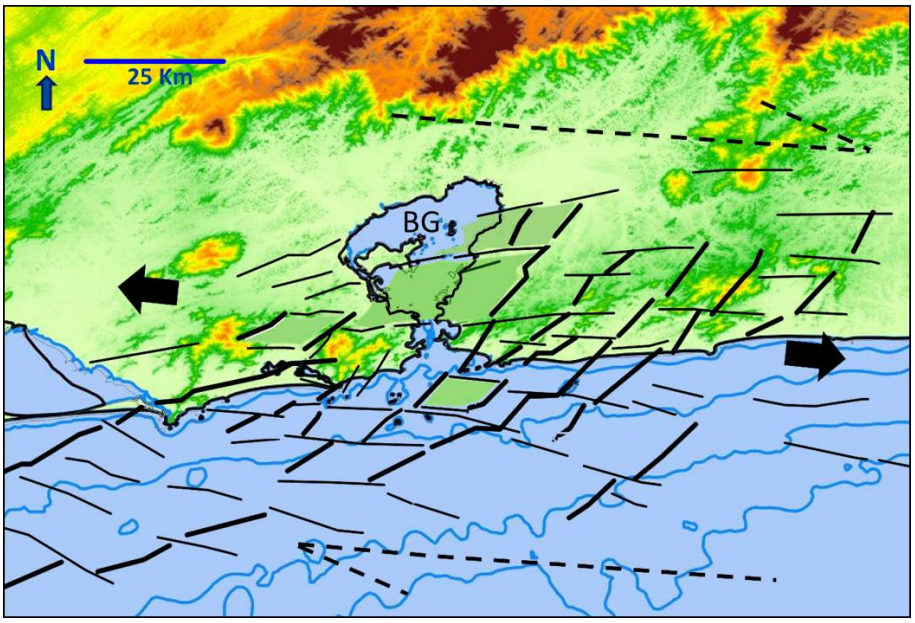


Figura 8. Interpretação das estruturas magnéticas do entorno da BG revelando as feições romboédricas do embasamento cristalino plotadas sobre a topografia. Sua geometria e distribuição espacial sugere um ambiente de deformação crustal associado a uma provável transtensão (ou transtração) gerada na origem da ZFRJ (as setas pontilhadas indicam a direção do cisalhamento simples, enquanto as setas pretas a direção da distensão) que teria levado ao abatimento de alguns blocos romboédricos. Os blocos preenchidos com verde claro se associam a possíveis blocos abatidos. Notar que a estrutura da BG está inserida numa província de blocos abatidos.

ENE-WSW a E-W formando uma estrutura em arco com concavidade para o sul (Figura 5).

5. AS FEIÇÕES MAGNÉTICAS ROMBOÉDRICAS

As feições magnéticas romboédricas podem ser identificadas por diques em seu entorno, ou seja, esses romboedros são circunscritos por nítidas anomalias lineares geradas por esses diques, o que os torna facilmente identificáveis. O melhor exemplo dessa característica é observado no romboedro assinalado com a letra G (Figuras 5, 6A e 7).

Uma outra característica peculiar desses romboedros é o fato de apresentarem predominantemente uma assinatura magnética de baixa frequência. Ao observar os mapas magnéticos das Figuras 5, 6A e 7 verifica-se um padrão mais suave circunscrito aos romboedros. Esse padrão é caracterizado por tons esverdeados que destacam essas estruturas inseridas em áreas de alta frequência com tons avermelhados. Os romboedros de letras G e M na área marinha e P na área emersa são destacados por apresentarem bem essa característica.

A princípio, esse padrão mais suavizado pode ser interpretado como blocos rebaixados ou abatidos. Nesse sentido, o romboedro P chama atenção pelo fato de estar associado à planície de Jacarepaguá que corresponde a uma área abatida inserida no relevo proeminente do maciço da Carioca. Já na área marinha adjacente, essas áreas romboédricas suavizadas poderiam estar preenchidas com maiores espessuras de sedimentos cenozóicos.

6. O CONTEXTO REGIONAL

A Figura 4 mostra a área de detalhe, dos romboedros da BG, inserida no contexto regional (retângulo amarelo). A primeira feição regional que pode ser facilmente identificada no mapa de derivada do campo magnético da Figura 6B é o grande romboedro de letra R situado ao sul da BG, já no domínio do rifte da Bacia de Santos. Uma análise comparativa entre as feições regionais da Figura 6B e os detalhes da Figura 6A permite verificar a incrível semelhança entre os romboedros R e G que chamam a atenção do observador.

Ao mapear os demais romboedros na área de detalhe (Figura 5) pode se verificar que todos apresentam os mesmos ângulos e o mesmo grau de "achatamento", sendo que o ângulo agudo varia entre 45 e 50º e aponta para E-SE. Notoriamente o romboedro regional R (Figuras 4 e 6B) apresenta exatamente as mesmas características.

O relevo da região da Baia da Guanabara apresenta uma grande complexidade de formas originadas da combinação de uma intensa atividade tectônica, de um longo período de processo de denudação e da acumulação de sedimentos em bacias sedimentares. Estes processos são responsáveis pela existência de duas grandes unidades morfoestruturais conhecidas como o Cinturão Orogênico do Atlântico e as Bacias Sedimentares Cenozoicas.

A Unidade representada pelo Cinturão Orogênico do Atlântico, também conhecia como Escudo Atlântico, estende-se ao longo do litoral atlântico brasileiro de Santa Catarina até a Bahia. Sua formação se deu a partir de inúmeros dobramentos e um conjunto de rochas graníticas e gnáissicas, que sofreram vários eventos orogenéticos durante o Pré-Cambriano (Heilbron et *al.*, 1995), apresentando diversas unidades geomorfológicas como Escarpa da Serra dos Órgãos e os Maciços Costeiros.

As escarpas denominadas Serra dos Órgãos (localmente conhecidas por Serra do Mar) representam uma barreira formada por um conjunto de montanhas festonadas que possuem, em geral, desnivelamentos extremamente elevados, por vezes, superiores a 2.000 metros e vertentes muito íngremes com marcante presença de afloramentos rochosos. Seu alinhamento principal segue na direção WSW-ENE e secundariamente, temos alinhamentos menores na direção SW-NE. Nesta área também são encontrados alguns picos elevados associados aos maciços alcalinos de Tinguá, Tanguá e Rio Bonito. Dantas (2000) afirma que as escarpas constituem uma transição entre os terrenos planos e elevações isoladas do recôncavo da baixada da Guanabara e a zona montanhosa do planalto reverso da Região Serrana.

Os Maciços Costeiros constituem um conjunto de elevações montanhosas relativamente alinhadas na direção WSW-ENE e secundariamente na direção SW-NE, situando-se em meio a baía e baixadas litorâneas (Dantas, 2000). Nessa região são representados pelos maciços do Mendanha, da Pedra Branca e da Tijuca, que se prolonga na Serra da Carioca, no município do Rio de Janeiro, e do lado oriental da Baía de Guanabara o maciço de Niterói, onde temos as serras Grande e do Malheiro além da Serra da Tiririca na divisa dos municípios de Niterói e Maricá. Em direção a oeste, podemos observar a presença da Serra do Mato Grosso na divisa dos municípios de Maricá e Saquarema. Segundo Dantas (2000), há um predomínio de amplitudes altimétricas superiores a 300m e vertentes íngremes com solos rasos, afloramentos rochosos e depósitos de colúvios e de tálus.

As coberturas sedimentares cenozóicas foram depositadas em áreas do Graben da Guanabara, que representa uma depressão tectônica desenvolvida a

partir do Paleoceno, formando tabuleiros e colinas tabulares, além de planícies fluviais e flúvio-marinhas nas baixadas de Sepetiba, Jacarepaguá e Guanabara.

7. INTERPRETAÇÃO

A presente interpretação é baseada principalmente na descrição dos mapas das derivadas do campo magnético total, uma vez que as feições que constituem o foco dessa pesquisa pertencem ao domínio das altas frequências que são enfatizadas pelo método das derivadas (Figuras 2, 4, 5 e 6). O campo magnético total, portanto, revela muito pouco dessas feições que são mascaradas pelas anomalias de baixa frequência geradas por fontes intracrustais profundas. Entretanto, pode-se observar como exceção, o romboedro G que aparece claramente no mapa do campo magnético total (Figura 7A).

Regionalmente, o domínio das altas frequências do embasamento raso revela os lineamentos da faixa Ribeira (de direção predominante NE-SW) concordantes com as extensas anomalias lineares geradas pelos diques básicos que resultaram do importante evento toleítico que afetou o embasamento proterozóico no Cretáceo inferior (Figura 5) e (Ferrai & Riccomini 2000). Pode-se observar na porção SW dessa figura que tais lineamentos tendem a assumir direções ENE-WSW a E-W constituindo uma proeminente estrutura em arco com a concavidade para o sul. É possível que essa estrutura seja resultante do efeito de distensão crustal que gerou a charneira do rifte e possibilitou a intrusão de diques nessa faixa arqueada.

Uma interpretação das feições magnéticas romboédricas de detalhe é apresentada na Figura 5B onde pode-se verificar os romboedros delimitados por traços pretos. O mapa magnético da Figura 4B apresenta uma interpretação dos lineamentos associados à continuação das zonas de fratura oceânica no domínio continental, onde parecem controlar as feições romboédricas regionais na região do rifte da Bacia de Santos.

Notadamente o romboedro R é balizado ao norte pelo prolongamento da Zona de Fratura do Rio de Janeiro (ZFRJ) que adentra a crosta continental com uma mudança de ângulo, partindo de E-W no domínio oceânico com deflexão para WNW no domínio continental (Figuras 2 e 4). Pode-se verificar nessa interpretação que a extensão da ZFRJ em crosta continental intercepta a província romboédrica do SW da BG, estando representada por faixas em tracejado preto na Figura 5B. As feições romboédricas, portanto, poderiam ser explicadas por deformação crustal causada por uma extensa zona de cisalhamento associada à projeção da ZFRJ sobre a crosta continental na região da BG.É notório que a típica direção E-W que assume a linha de costa do

Rio de Janeiro se encontre paralela ou subparalela à ZFRJ, sugerindo um claro controle estrutural dessa ultima sobre esse segmento da linha de costa (Figuras 2, 3 e 4).

Uma interpretação magnética dos diques de direção NE-SW e ENE-WSW é apresentada na Figura 8, na qual é definida a província romboédrica do entorno da BG formada por esse densa população de diques deslocados por lineamentos com tendência E-W. A forma e orientação dos romboedros gerados nesse processo, sugere a ação de deslocamentos transcorrentes resultantes de cisalhamento simples (Zalán, 1986) em uma faixa alargada, paralela à ZFRJ, com orientação destral.

Pode-se observar uma expressiva mudança de padrão de frequências do campo magnético entre o embasamento raso na região proximal e o embasamento profundamente abatido a SE da charneira da Bacia de Santos (Figuras 2, 4 e 6B). Nos mapas de interpretação (Figuras 2B e 4B), a linha de charneira está representada em traço preto com interrupções, de forma a enfatizar os deslocamentos produzidos pelas extensões das ZFs sobre crosta continental que afetaram a charneira. Esses deslocamentos e a associação da projeção da ZFRJ às feições romboédricas (em escala regional e de detalhe) sugerem que as extensões das ZFs no continenteatuaram como importantes zonas de transferência regionais que influenciaram a evolução do rifte cretáceo na Bacia de Santos.

8. CONCLUSÕES

O presente estudo representa uma análise comparativa preliminar, baseada principalmente na descrição detalhada das derivadas do campo magnético anômalo no âmbito regional e de detalhe. Secundariamente, foi utilizada gravimetria em escala regional e analise do relevo na região da BG por imagem de satélite. Os resultados obtidos se apresentaram bastante significativos devido à notável semelhança entre as feições romboédricas de detalhe e as regionais, motivando o aprofundamento da análise com novos dados visando a criação de um modelo estrutural robusto de deformação da crosta em ambiente de cisalhamento regional. Nesse momento, pode-se formular as seguintes hipóteses interpretativas.

-A movimentação cisalhante causada pela separação continental que deu origem ao Oceano Atlântico ainda pode ser observada nas rochas do embasamento cristalino nas regiões adjacentes a Baia de Guanabara-Bacia de Santos na forma de feições romboédricas.

-Essas feições romboédricas foram produzidas pela movimentação cisalhante da crosta continental durante a fase inicial de fragmentação do Gondwana

e separação entre a América do Sul e a África. Possíveis movimentos transpressivos podem ter gerado faixas de relevo positivo, ainda hoje visíveis na área continental, assim como movimentos transtensivos podem ter facilitado a injeção de diques de diabásio ao longo de falhas e fraturas. Os diques de diabásio aproveitaram algumas destas fraturas transtensivas e se encaixaram nas mesmas produzindo relevantes anomalias magnéticas lineares nas bordas desses blocos romboédricos.

- O sistema de zonas de fratura do Rio de Janeiro (formado por três grandes lineamentos paralelos) com movimentação destral produziu o cisalhamento que afetou a crosta continental desta região criando os blocos romboédricos regionais e locais. Esta região estava, por sua vez, com suas propriedades reológicas afetadas pelo elevado grau geotérmico associado ao início da separação continental, o que pode ter propiciado sua deformação e a injeção de diques.

- As zonas de fratura oceânica tiveram sua origem em crosta continental como zonas de transferência gerando amplas áreas de deformação crustal por cisalhamento. A exemplo da Zona de Fratura do Rio de Janeiro (ZFRJ) que teve sua nucleação em áreas ao sul e sudoeste da BG, atingindo a região da restinga de Marambaia, Sepetiba e Angra dos Reis.

- A origem da ZFRJ nessa região conduziu à geração de estruturas romboédricas no embasamento que foram evidenciadas pela presença de abundantes e destacadas anomalias magnéticas lineares resultantes dos diques básicos. Esses diques, que intrudiram o embasamento na direção predominante NE-SW, foram posteriormente deslocados na direção geral ESE-WNW pela ação transcorrente da ZFRJ que se originava na região.

- Os blocos romboédricos gerados nesse ambiente de cisalhamento apresentam uma assinatura magnética típica de baixa frequência em seu interior, sugerindo que se tratam de blocos preferencialmente rebaixados. A presença desses blocos abatidos na proximidade sul e SW da BG sugerem que a estrutura abatida que deu origem a essa baia se encontra no mesmo ambiente de deformação crustal associado à ZFRJ. Infelizmente, devido à ausência de dados magnéticos sobre a estrutura da BG essa hipótese ficará para ser testada posteriormente.

- A Baia de Guanabara está situada no interior de uma estrutura romboédrica abatida bem definida pela geomorfologia continental. Esta posição favoreceu sua formação e a captação dos cursos fluviais para esta região. A boca estreita da baia pode ser explicada pela presença de blocos abatidos, evidenciados pela magnetometria, na área submersa e pelas feiçõesgeomorfológicas romboédricas menores observadas na região costeiras a leste da Baia da Guanabara.

AGRADECIMENTOS

Os autores desse trabalho gostariam de externar seus sinceros agradecimentos aos Drs. Marco Antônio Pinheiro Machado e José Carlos Polônia pela gentil colaboração como revisores desse artigo, fornecendo importantes sugestões.

REFERÊNCIAS

CATANZARO, L. F.; NETO, J.A.B.; GUIMARÃES, S.M.D.; SILVA, C.G. Distinctive Sedimentary Processes in Guanabara Bay – SE/Brazil, Based on the Analysis of Echo-Character (7.0 kHz). Revista Brasileira de Geofísica, v. 22, n.1, p. 69-83, 2004.

DANTAS, M. E. Geomorfologia: estudo geoambiental do Estado do Rio de Janeiro. Brasília, DF: CPRM-DEGET, 2000. 66p.

FERRARI, A. L. & RICCOMINI, C. The Rio de Janeiro State segment of the Santos--Rio de Janeiro Dike Swarm as a paleostress indicator. In: In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE GEOLOGIA, 31., Rio de Janeiro, Abstracts... Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Geologia, 2000.

FERRARI, A. L. Evolução tectônica do Gráben da Guanabara. 2001. 412p. Tese (Doutorado em Geologia) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2001.

HEILBRON, M.; VALERIANO, C.M.; VALLADARES, C.S.; MACHADO, N. A Orogênese Brasiliana no segmento central da Faixa Ribeira, Brasil. Revista Brasileira de Geociências, v. 25, n. 4, p. 249-266, 1995.

RICCOMINI, C.; SANT'ANNA, L.G. & FERRARI, A.L. Evolução geológica do rift continental do Sudeste do Brasil. In: MANTESSO NETO, V.; BARTORELLI, A.; CARNEIRO C.D.R. & NEVES B.B.B. (eds), Geologia do continente Sul-Americano: evolução da obra de Fernando Flávio Marques de Almeida. São Paulo: Editora Beca, 2004. p. 383-405.

ZALÁN, V.P. A Tectônica Transcorrente na Exploração de Petróleo: uma Revisão. Revista Brasileira de Geociências, v. 16, n. 3, p. 245-257, setembro de 1986.

A HISTÓRIA DO PREENCHIMENTO SEDIMENTAR DA BAÍA DE GUANABARA ATRAVÉS DA GEOFÍSICA

Cleverson Guizan Silva
Antonio Tadeu dos Reis
Lucas Torquato Carvalho Alves Goiana
André Luiz Ferrari

1. INTRODUÇÃO

A Baía de Guanabara teve origem tectônica em resposta aos movimentos de soerguimento da Serra do Mar e dos Maciços Costeiros, em torno de 60 milhões de anos atrás, acompanhados pelo afundamento do Gráben da Guanabara, onde hoje se situa a Baía e toda a planície representada pela Baixada Fluminense. Esta larga depressão foi parcialmente preenchida por sedimentos derivados da erosão das serras e maciços adjacentes, inicialmente em ambiente subaéreo, até pelo menos há 25 milhões de anos atrás. Contudo, o espelho d'água atual da Baía de Guanabara, considerando-se a escala de tempo geológico, é relativamente muito recente, sendo resultante do afogamento de parte desta depressão tectônica em função da elevação do nível do mar com início a partir do último máximo glacial, há 20 mil anos atrás. A linha de costa no interior da Baía e em sua desembocadura foi estabelecida há cerca de 7 mil anos atrás, quando o nível do mar em ascensão atinge o nível atual e após pequenas oscilações positivas e negativas permanece na posição de hoje. A Baía de Guanabara, portanto, permanece no período interglacial de clima quente atual, como uma depressão tectônica afogada pela transgressão marinha, que vem recebendo sedimentos derivados dos rios que drenam para o interior da baía e dos sedimentos retrabalhados pelas correntes de maré e correntes oceânicas, através de seu canal de comunicação com o mar. Aplicando-se técnicas de investigação geofísica, principalmente através do método sísmico de reflexão, podemos visualizar a organização do empilhamento sedimentar em subsuperfície, abaixo do fundo marinho e até mesmo enxergar as rochas cristalinas do embasamento sobre as quais os sedimentos continentais e

marinhos se depositaram desde há pelo menos 50 milhões de anos atrás. Neste capítulo iremos reconstituir parte desta história, buscando ilustrar a relação entre o espaço disponível para a sedimentação e a natureza dos processos responsáveis pelo transporte, erosão e deposição de sedimentos ao longo do tempo geológico.

2. O PREENCHIMENTO DAS BACIAS SEDIMENTARES – CONCEITOS BÁSICOS

Bacias sedimentares são depressões da crosta continental, de origem tectônica, com persistente tendência à subsidência, responsável pela manutenção do espaço disponível para a sedimentação. Entende-se por subsidência o processo de afundamento da bacia pelo deslocamento vertical negativo da crosta continental. Espaço de acomodação é todo espaço disponível para a deposição e preservação dos sedimentos, sendo resultante da relação entre o deslocamento do substrato da bacia, que pode ser para cima (soerguimento) ou para baixo (subsidência) e a taxa de variação do nível do mar, que pode ser ascendente (transgressão marinha) ou descendente (regressão marinha) (Figura 1). Considerando-se, por exemplo, o nível de mar estável, se houver soerguimento na bacia estaremos diminuindo o espaço de acomodação e no caso de subsidência, há criação de espaço de acomo-

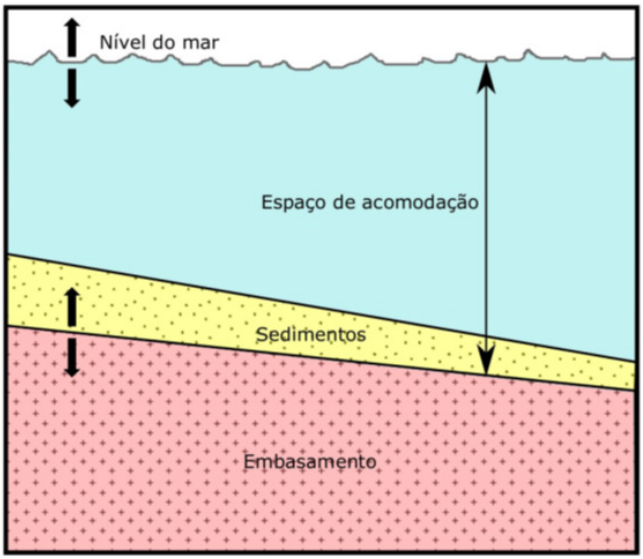


Figura 1 – O espaço de acomodação pode aumentar quando há subida do nível do mar (transgressão) ou afundamento (subsidência) do embasamento, ou pode diminuir, quando há descida do nível do mar (regressão) ou soerguimento do embasamento.

dação adicional (Figura 1). O mesmo se aplica para a variação do nível do mar. Se considerarmos a crosta estável, durante a transgressão marinha há criação de espaço de acomodação e nas regressões marinhas há destruição do espaço (Figura 1). Desta forma, durante eventos concomitantes de variação do nível do mar e deslocamento da crosta continental, o balanço relativo entre ambos irá definir o espaço de acomodação (Figura 1).

Os sedimentos transportados pelos rios, ventos e pelas enxurradas para dentro das bacias vão preenchendo o espaço de acomodação e constituem verdadeiros arquivos de informações que registram a história das transformações ambientais das áreas emersas ao redor, tais como mudanças do clima, do regime de precipitação e da biodiversidade, através da presença de fósseis de animais e plantas preservados junto com os sedimentos. Assim sendo, o estudo das rochas e sedimentos nas bacias sedimentares nos permite reconstituir a história da Terra e de seus habitantes. Ao longo do tempo geológico as bacias vão sendo paulatinamente preenchidas, até estarem completamente cheias. Neste caso, deixam de acumular sedimentos, a não ser que haja novos eventos que venham a criar espaço de acomodação adicional.

O nível do mar é considerado o nível de base regional, ou seja, é a superfície que determina até onde a erosão subaérea pode ocorrer. Desta forma, o nível de base regional se desloca para cima ou para baixo durante as subidas ou descidas do nível de mar relativo (Figura 2). Esta relação é muito importante para compreendermos a história de preenchimento das bacias sedimentares, uma vez que durante as descidas do nível de mar relativo os rios tendem a erodir mais profundamente seus próprios canais, enquanto que durante as subidas do nível de mar relativo ocorre agradação fluvial (sedimentação e entulhamento no interior dos vales fluviais).

Os sedimentos vindos do continente depositam-se na bacia, preenchendo o espaço de acomodação disponível, podendo provocar o avanço da linha de costa. Com a criação de espaço de acomodação adicional, por exemplo, em função da subida do nível do mar ou por subsidência da bacia, há o afogamento da região costeira e o novo espaço de acomodação gerado será preenchido por novas camadas de sedimentos, avançando a partir da linha de costa (Figura 3).

O volume de sedimentos que aporta para a bacia em determinado intervalo de tempo é definido como taxa de sedimentação, que tem relação direta com o clima e com o tectonismo na área emersa adjacente. Isto ocorre porque as taxas de intemperismo (alteração das rochas na superfície por fenômenos físicos ou reações químicas) são maiores nos climas mais úmidos e quentes, pois o soerguimento tectônico acelera o processo de erosão. Se a taxa de sedimentação for superior à taxa de criação de espaço

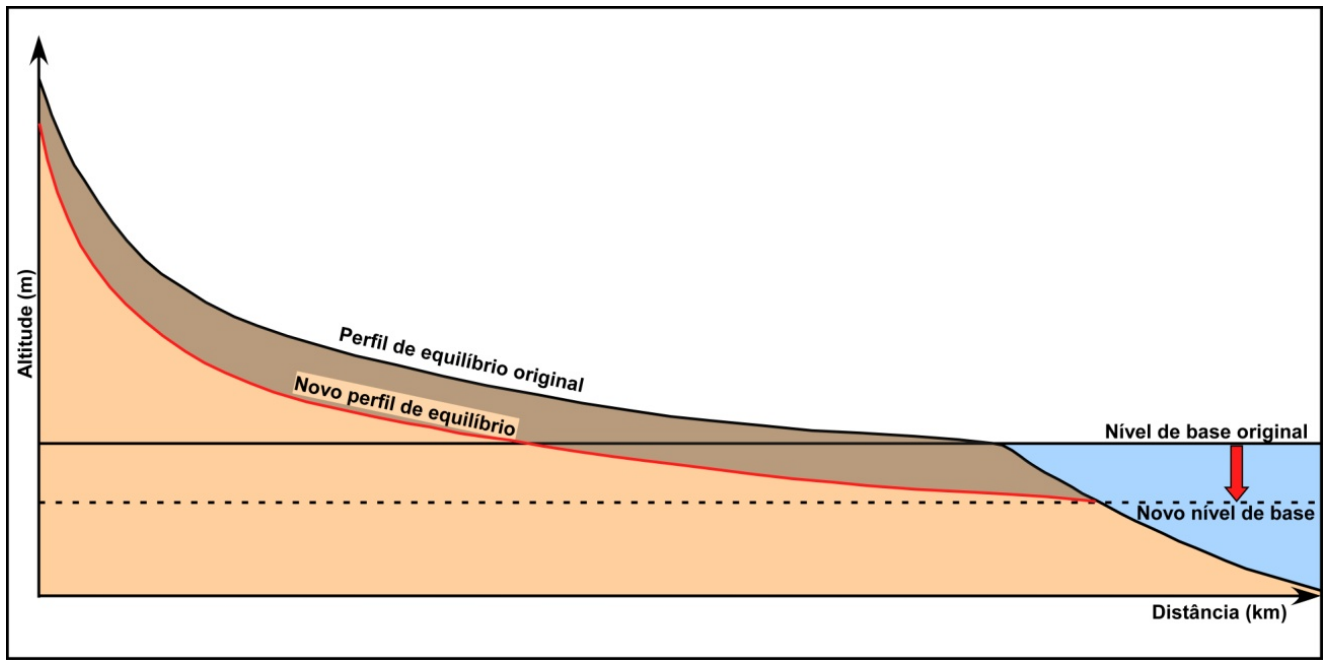


Figura 2 – O nível de base pode ser considerado como superfície de equilíbrio entre erosão e deposição. De forma simplificada, o nível do mar é considerado o nível de base regional. No exemplo acima, quando há descida do nível do mar, o perfil de equilíbrio irá descer para se reajustar ao novo nível de base. Todo o terreno acima do nível de base está sujeito a erosão e os sedimentos erodidos e transportados vão se depositar na depressão abaixo do nível de base.

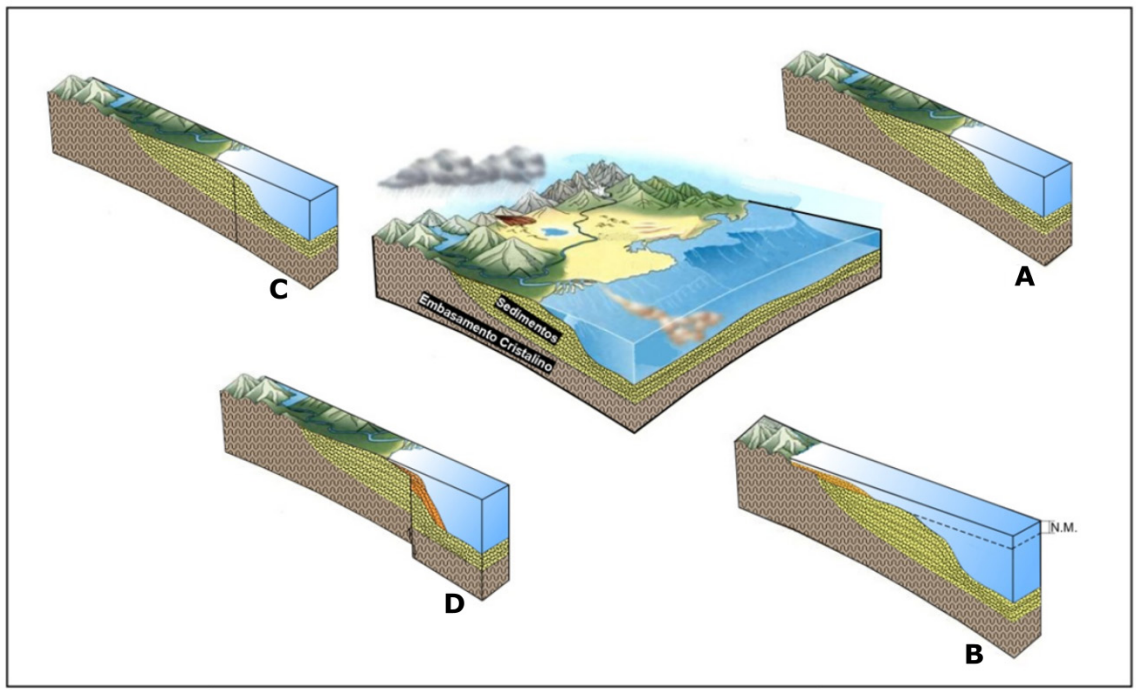


Figura 3 – As rochas do continente estão sujeitas à erosão e os sedimentos transportados pelos rios chegam ao litoral, provocando o avanço da linha de costa (progradação) onde são retrabalhados pelas correntes costeiras, depositando-se na plataforma continental. Eventualmente, os sedimentos podem ser distribuídos para as regiões mais profundas, através dos taludes continentais, por processos submarinos induzidos pela gravidade, atingindo até mesmo as planícies abissais. O exemplo acima ilustra duas situações distintas de criação de espaço de acomodação adicional. A planície costeira exibida em (A) sofre afogamento durante a transgressão marinha, provocando o recuo da linha de costa até o sopé das montanhas, criando novo espaço para a sedimentação que passa a ser preenchido por sedimentos (representado em laranja em B). O falhamento e subsidência do embasamento (C) geram também espaço de acomodação adicional para deposição de novas camadas (laranja em D).

de acomodação, há o avanço deposicional, gerando camadas inclinadas, chamadas de clinoformas, que provocam o avanço da linha de costa em direção ao mar. A esta geometria de arranjo deposicional chamamos de progradação (Figura 4). Quando a taxa de sedimentação for inferior à taxa de criação de espaço de acomodação, há o recuo da linha de costa em direção ao continente (Figura 4). Se houver uma igualdade entre as taxas de sedimentação e de criação de espaço de acomodação, a linha de costa permanece na mesma posição e ocorre o empilhamento vertical das camadas sedimentares, gerando agradação (Figura 4).

A Baía de Guanabara é a porção submersa do Gráben da Guanabara e recebe os sedimentos advindos da erosão da Serra do Mar e dos Maciços Costeiros. Ao longo de sua recente evolução sedimentar nos últimos 50 milhões de anos, podemos observar em subsuperfície e em seu entorno o registro das variações de aporte sedimentar e do espaço de acomodação em função das mudanças do nível de mar relativo. Iremos ver estas relações em breve, com base na análise dos registros de sísmica de reflexão coletados no interior da Baía. Contudo, vamos antes fazer uma pequena introdução sobre as mudanças do nível do mar no Quaternário (últimos 2,6 milhões de anos), suas causas e consequências.

3. O QUATERNÁRIO E AS VARIAÇÕES DO NÍVEL DO MAR

O Quaternário é o período atual, da Era Cenozóica, correspondendo desde 2,6 milhões de anos até hoje. Este período é subdividido nas épocas correspondentes ao Pleistoceno (2,6 milhões a 11,7 mil anos) e Holoceno (11,7 mil anos até hoje). Caracteriza-se pelo estabelecimento da alternância entre os ciclos glaciais e interglaciais que são causados por mudanças em parâmetros orbitais e de inclinação do eixo de rotação da Terra, conhecidos como ciclos de Milankovitch. As mudanças nestes parâmetros orbitais fazem com que a Terra receba maior ou menor insolação, estabelecendo o desenvolvimento das calotas polares, durante os ciclos glaciais e seu derretimento, nos interglaciais. Em consequência, o acúmulo de gelo nas calotas polares diminui o volume de água nos oceanos durante os períodos glaciais, causando a descida do nível do mar e, em contrapartida, o degelo provoca o aumento do volume de água nos oceanos, estabelecendo a elevação do nível do mar. Como vimos anteriormente, a elevação ou diminuição do nível do mar relativo gera perda ou ganho de espaço de acomodação que irá se refletir no padrão do preenchimento sedimentar nas bacias.

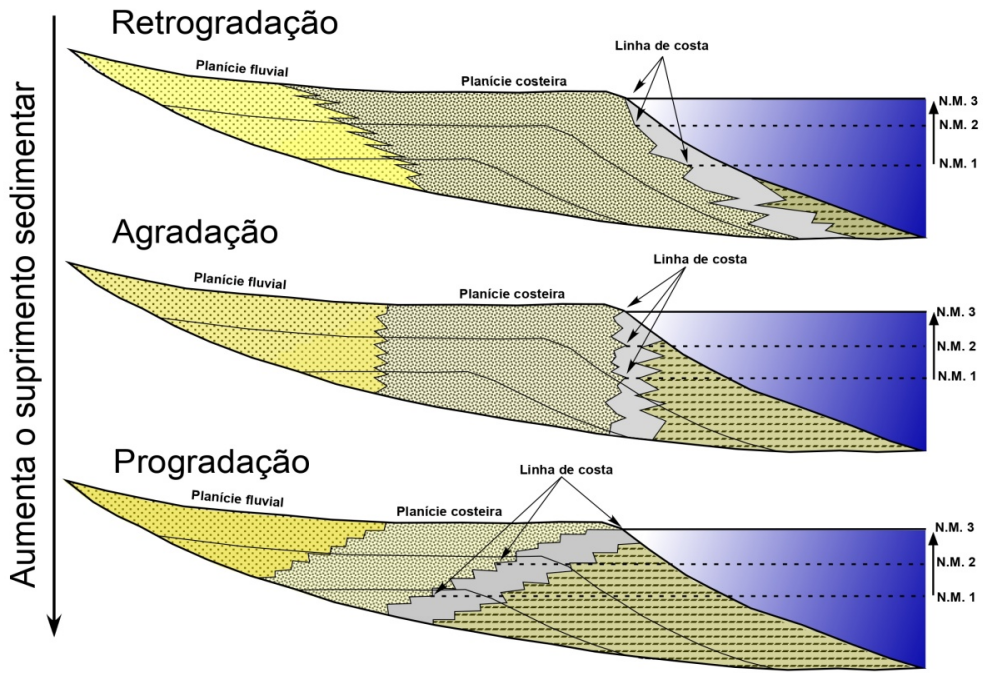


Figura 4 – Esquema ilustrativo da relação entre a taxa de sedimentação e a subida do nível de mar relativo (da posição original em N.M.1 para N.M.3). No topo, a taxa de sedimentação é menor do que a taxa de subida do nível do mar e a posição da linha de costa recua em direção ao continente (retrogradação costeira). Ao centro, a taxa de sedimentação é igual à taxa de subida do nível do mar e a linha de costa permanece na mesma posição. Embaixo, a taxa de sedimentação é maior do que a taxa de subida do nível do mar e ocorre o avanço da linha de costa em direção ao oceano (progradação). Nas três situações, observa-se agradação sedimentar (empilhamento vertical), uma vez que a transgressão marinha criou espaço de acomodação adicional para sedimentação.

Uma das principais ferramentas para análise das variações climáticas e do nível do mar no Quaternário é o registro de isótopos estáveis de oxigênio, extraído de carapaças de micro-fósseis marinhos e de testemunhos de gelo. O oxigênio ocorre na forma de seus isótopos naturais: ^{16}O (99.763 %), ^{17}O (0.0375 %), e ^{18}O(0.1995 %). Os micro-organismos marinhos secretam suas carapaças carbonáticas em equilíbrio com a composição isotópica da água do mar. Por sua vez, o isótopo mais leve (^{16}O) da água do mar evapora com mais facilidade do que o mais pesado (^{18}O) e desta forma, durante os períodos glaciais, a água evaporada dos oceanos, rica em ^{16}O, se acumula nas calotas polares na forma de gelo, fazendo com que haja um enriquecimento do isótopo ^{18}O nos oceanos. Assim sendo, as curvas de variação da composição isotópica de oxigênio das carapaças de micro-organismos marinhos e de amostras de gelo vão refletir as variações climáticas. A figura 5 representa as variações da composição isotópica do oxigênio, indicando as mudanças de temperaturas e nível do mar, modeladas durante o Quaternário.

As variações do nível do mar são estimadas a partir da composição isotópica das carapaças, uma vez que a razão de $^{18}O/^{16}O$ das carapaças (expressas em partes por mil – ‰) reflete diretamente o volume de gelo acumulado nas calotas polares e, portanto, retirado dos oceanos. Os cientistas usam estas razões isotópicas, em associação com medições da altitude de paleo-níveis marinhos (praias suspensas, marcas de erosão por ondas em falésias costeiras, etc..) em linhas de costa continentais e ilhas ao redor do planeta, para elaborar as curvas de variação do mar relativo (Figura 5). Observe na figura 5 que nos últimos 760 mil anos ocorreram 10 picos de mar baixo, correspondentes aos períodos de máximos glaciais e 10 períodos de mar alto, correspondentes aos intergla-

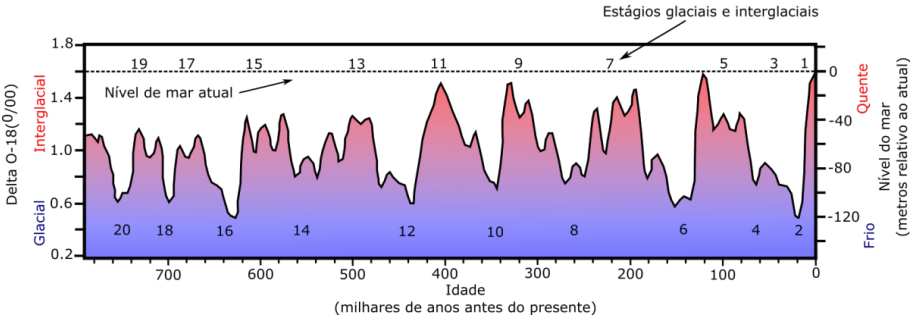


Figura 5 – Curva de variação do nível do mar estimada a partir da razão isotópica de $^{18}O/^{16}O$. No eixo das ordenadas à esquerda representa-se a razão isotópica (delta δ-18 em ‰) e à direita o nível do mar (em metros em relação ao nível atual). O eixo das abscissas mostra a idade em milhares de anos antes do presente. Nos últimos 760 mil anos aproximadamente, observamos 10 estágios interglaciais, de nível de mar alto e clima quente (números ímpares de 1 a 19) e 10 estágios glaciais, de nível de mar baixo e clima frio (números pares de 2 a 20).

ciais. Hoje estamos em um período de mar alto, correspondente à fase interglacial que sucedeu o último máximo glacial ocorrido há a cerca de 20 mil anos atrás.

Durante o máximo glacial o nível do mar relativo chega a descer até 140 m abaixo do atual, quando praticamente toda a plataforma continental fica emersa e exposta à ação da erosão subaérea. Nos registros sísmicos do interior da Baía de Guanabara iremos observar belos exemplos de paleocanais fluviais, que se formaram durante as fases de nível de mar baixo, mas que hoje se encontram submersos e recobertos por sedimentos continentais e estuarinos. Antes de apresentarmos os dados sísmicos, vamos mostrar alguns dos princípios básicos do método de sísmica de reflexão utilizado nos estudos no interior da Baía de Guanabara.

4. A SÍSMICA DE REFLEXÃO – IMAGENS DAS CAMADAS SEDIMENTARES EM SUBSUPERFÍCIE

O estudo da geologia se baseia em observações diretas das rochas expostas na superfície da Terra, chamadas de afloramentos, em locais acessíveis em cortes de estradas, barrancos de rios, costões e falésias por exemplo. Grande parte da história geológica da Terra, no entanto encontra-se em subsuperfície ou submerso pelos oceanos, águas costeiras e lagos. O acesso às informações geológicas subsuperficiais só é possível através de sondagens para coleta de amostras e testemunhos, ou através de métodos indiretos aplicando-se os métodos geofísicos. A geofísica é o estudo da estrutura, composição e dinâmica terrestre através de suas propriedades físicas, tais como: as variações nas medidas locais dos campos gravimétrico e magnético, a distribuição de calor no interior do planeta e a velocidade de propagação das ondas sísmicas através das camadas da Terra. Métodos geofísicos são largamente aplicados para a prospecção mineral, uma vez que grande parte das jazidas encontra-se em subsuperfície. Para a investigação do fundo dos oceanos os métodos geofísicos constituem o principal meio de investigação, em função da presença da lâmina d'água que impede a investigação direta.

Nos oceanos, os métodos geofísicos acústicos são os mais largamente empregados e se baseiam na emissão de ondas acústicas a partir de uma plataforma flutuante e na medida do tempo que esta onda acústica leva para se propagar na lâmina d'água, ser refletida no fundo submarino e nas camadas de sedimentos e rochas sedimentares em subsuperfície e retornar à superfície. Os ecobatímetros são instrumentos acústicos utilizados para medir a profundidade dos oceanos e em águas rasas de até 150 m, utilizam altas frequências de emissão das ondas acústicas, em torno de 200 KHz.

A sísmica de reflexão é o método acústico mais utilizado na indústria de exploração de petróleo nos oceanos, neste método a embarcação reboca uma fonte sonora e um conjunto de sensores, chamados de hidrofones que captam a onda sonora refletida a partir do fundo do mar e das camadas em subsuperfície (Figura 6). No método sísmico de reflexão as frequências das ondas acústicas geradas pela fonte são muito menores (entre 10 a 0,5 kHz) do que a dos ecobatímetros (200 kHz). As ondas acústicas geradas pela fonte sísmica são refletidas pelo fundo do mar, mas também penetram em subsuperfície e são refletidas inúmeras vezes, sempre que ocorram camadas de rochas e sedimentos com alto contraste de densidade entre elas. Neste aspecto, os métodos de sísmica de reflexão se assemelham aos métodos de ultrassonografia utilizados na área médica. Estes métodos também são acústicos, emitindo ondas acústicas de altíssima frequência (2 a 50 MHz) que são refletidas no interior do corpo humano pelos órgãos

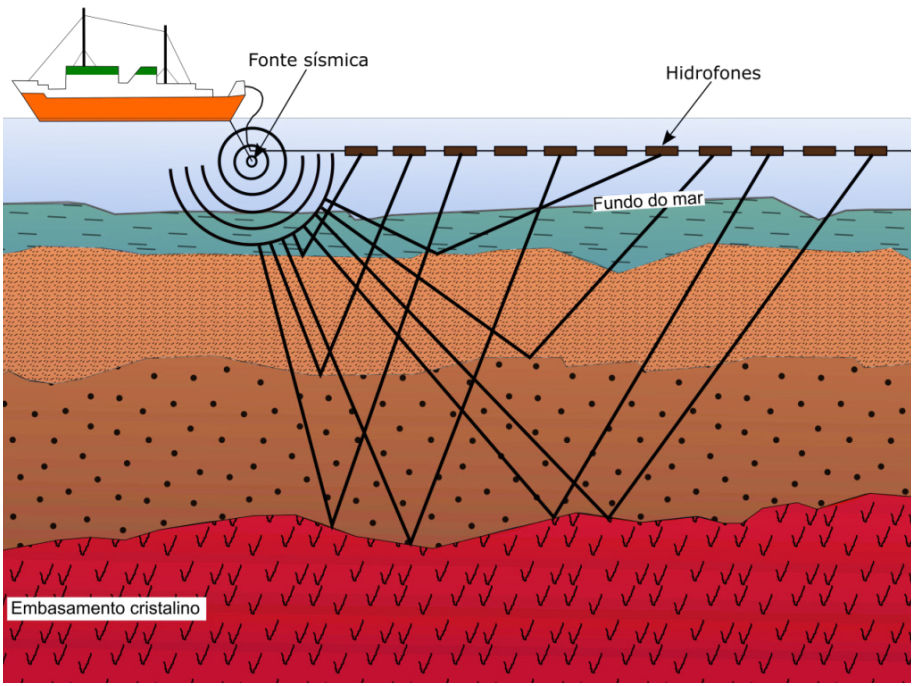


Figura 6 – Sistema de sísmica de reflexão. A fonte sísmica emite ondas acústicas que se propagam pela coluna d'água e pelos sedimentos, sofrendo reflexão nas interfaces entre água e sedimentos, entre camadas de sedimentos e com o embasamento cristalino. As ondas refletidas são registradas pelos hidrofones que enviam o sinal para o computador de bordo. Sabendo-se o tempo de percurso levado pela onda para se propagar e ser registrada de volta pelo hidrofone, pode-se calcular a profundidade de cada interface desde que as velocidades de propagação da onda nas diferentes camadas sejam conhecidas.

internos que possuem contraste de densidade entre si. A integração das informações derivadas das ondas sísmicas refletidas é feita pelos computadores de bordo em sistemas especializados, transformando-as em "imagens" de subsuperfície, conhecidas como seções sísmicas. Estas seções constituem as ferramentas fundamentais da análise sísmica, que nos permitem identificar as principais unidades sedimentares em subsuperfície, limitadas por refletores sísmicos que marcam os contrastes de densidade entre camadas.

Nos levantamentos realizados na Baía de Guanabara foi utilizada uma fonte sísmica do tipo Boomer, de alta resolução (frequências de 10 a 1 kHz). Esta fonte é instalada em um catamarã rebocado pela embarcação e produz uma onda sonora como se fosse a batida de um tamborim dentro d'água. Uma enguia de hidrofones, também rebocada pela embarcação, recebe o sinal refletido e o encaminha para o computador de bordo que produz em tempo real a imagem da seção sísmica (Figura 7). A figura 8 mostra a distribuição das linhas de levantamentos sísmicos executados no interior da Baía de Guanabara e em sua desembocadura. Ao todo foram coletados cerca de 200 km de dados sísmicos de reflexão de alta resolução.

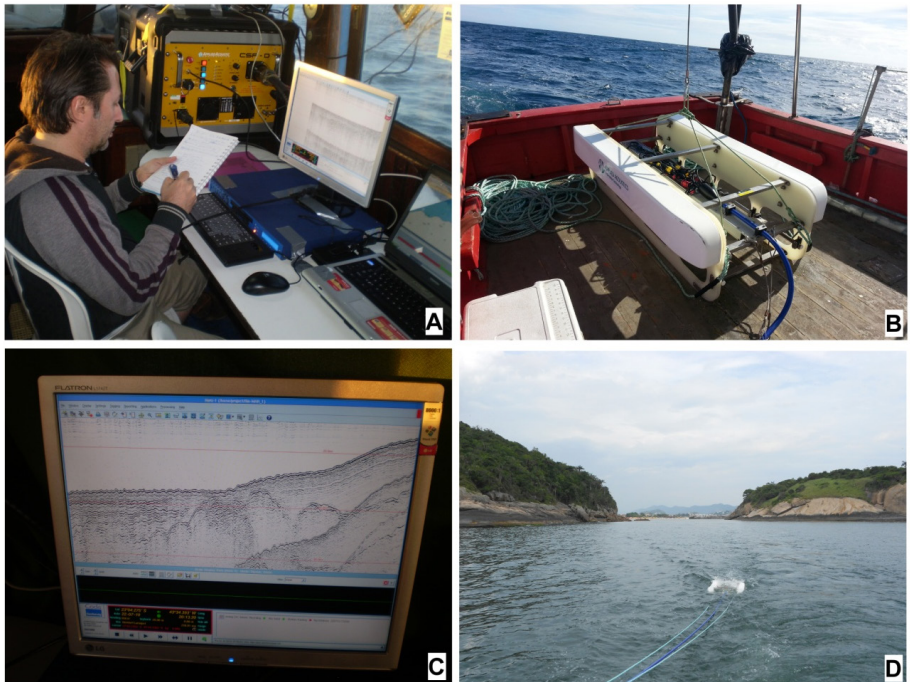


Figura 7 – Sistema sísmico boomer utilizado nos levantamentos na Baía de Guanabara. (A) A fonte sísmica no interior da embarcação (unidade amarela) envia um pulso elétrico para o catamarã (B) onde se situa um sistema que emite uma onda sonora. Durante o levantamento, o catamarã e os hidrofones são rebocados pela embarcação (D) e o sinal refletido enviado para o computador de bordo fornece a imagem sísmica verificada em (C).

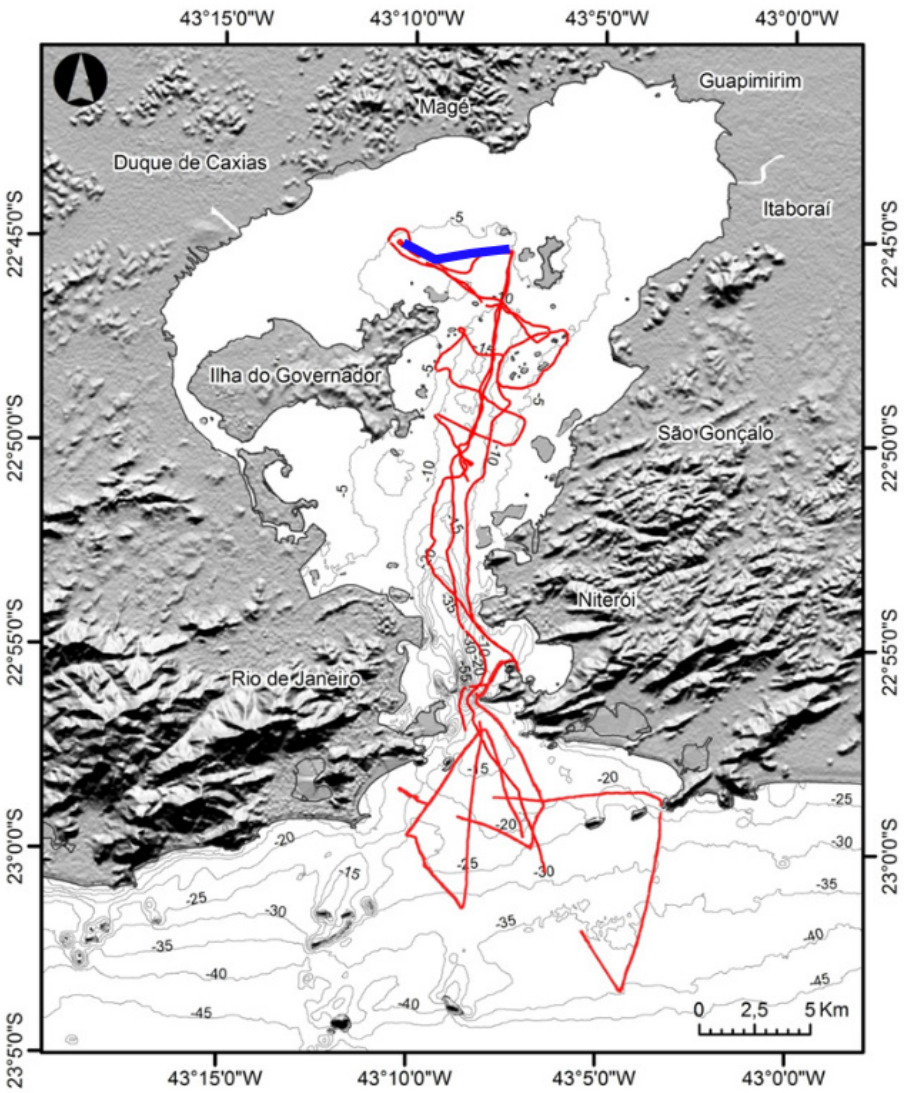


Figura 8 – Localização das linhas de levantamento sísmico no interior e na entrada da Baía de Guanabara. A seção sísmica em azul, atrás da Ilha do Governador é apresentada e interpretada na figura 11.

5. AS UNIDADES SEDIMENTARES DA BAÍA DE GUANABARA E SEU ENTORNO: UMA REVISÃO

Como vimos na introdução a este capítulo, a baía situa-se no gráben da Guanabara, uma depressão tectônica formada durante o soerguimento da Serra do Mar há cerca de 60 milhões de anos atrás. As rochas que constituem o em-

basamento do gráben são aquelas que vemos aflorando nos maciços e costões na região metropolitana do Rio de Janeiro, como os granitos e gnaisses presentes no Pão de Açúcar e Corcovado e na Serra dos Órgãos. Sobre este embasamento depositaram-se os sedimentos, inicialmente continentais, em ambiente fluvial e lacustre e, posteriormente, com a invasão marinha ocorre a deposição de sedimentos arenosos e lamosos em ambiente estuarino.

A unidade sedimentar imediatamente justaposta ao embasamento cristalino é composta pelos sedimentos lacustres e de leques aluviais, denominados de Formação Macacu (Meis e Amador, 1972 e 1977) entre o Eoceno e o Oligoceno (53 a 23 milhões de anos atrás segundo Lima et al., (1996) e Ferrari e Silva, (1997). Leques aluviais são depósitos continentais de sedimentos muito mal selecionados, com granulometria variando desde lama a cascalho, que ocorrem no sopé das montanhas, em contato com planícies fluviais ou lacustres. Os sedimentos destas formações ocorrem na Bacia de Macacu que se situa a nordeste da Baía de Guanabara, apresentando afloramentos nas imediações das cidades de Itaboraí, Magé, Guapimirim, Cachoeiras de Macacu e São Gonçalo. Outros afloramentos das mesmas unidades ocorrem na Ilha do Governador e em Caxias (Ferrari, 2001). O contato entre a Formação Macacu e as unidades superiores é abrupto, formado por uma discordância erosiva. Uma discordância erosiva é uma superfície de erosão soterrada, atestando longos períodos de exposição subaérea com erosão e posterior sedimentação, colocando sedimentos com idades muito diferentes em contato direto. A espessura total dos sedimentos da Formação Macacu, em sua porção emersa, é de aproximadamente 150m (Ferrari, 2001).

Acima dos depósitos da Formação Macacu ocorrem os depósitos fluviais da Formação Caceribu descritos por Amador et al. (1976, 1978) em afloramentos no município de Magé e outras localidades. Estes sedimentos fluviais foram também identificados no interior da Baía de Guanabara por sondagens realizadas para a construção dos pilares da ponte Rio-Niterói (Amador, 1997) e também em testemunhos coletados por Galvão (2014) e Abuchacra (2015). Tais sondagens mostram que o topo da Formação Caceribú encontra-se a cerca de 12 metros abaixo do fundo submarino. O topo da Formação Caceribú, de acordo com Amador (1997) corresponde à superfície erosiva formada durante a última regressão marinha, quando o nível do mar atingiu a cerca de 130m abaixo do atual durante o último máximo glacial (Reis et al., 2013). Durante essa regressão marinha uma extensa rede de drenagem se conectava ao canal fluvial central, no eixo da Baía, que drenava para a borda de plataforma, como foi sugerido no trabalho pioneiro

de Ruellan (1944) (Figura 9). Esta paleo-drenagem fluvial foi denominada "paleo-rio Guanabara" por Amador (1997).

A Baía de Guanabara, conforme sua configuração geográfica atual, é portanto recente, formada durante a última transgressão marinha desde 20 mil anos atrás até os dias de hoje. Durante a transgressão marinha, o nível do mar atinge o nível atual em torno de 7 mil anos atrás e continua em elevação, até cerca de 5 mil anos, onde pode ter atingido até três ou quatro metros acima do atual (Suguio et al., 1988; Angulo et. al., 2006). Nesta fase o nível do mar afogou grande parte da atual Baixada Fluminense e pode ter atingido até os contrafortes da Serra do Mar (Amador, 1997). Existem registros de praias fósseis, em cotas superiores ao nível do mar atual, preservadas na planície litorânea do fundo da Baía de Guanabara, nas proximidades do município de Magé (Ruelan, 1944).

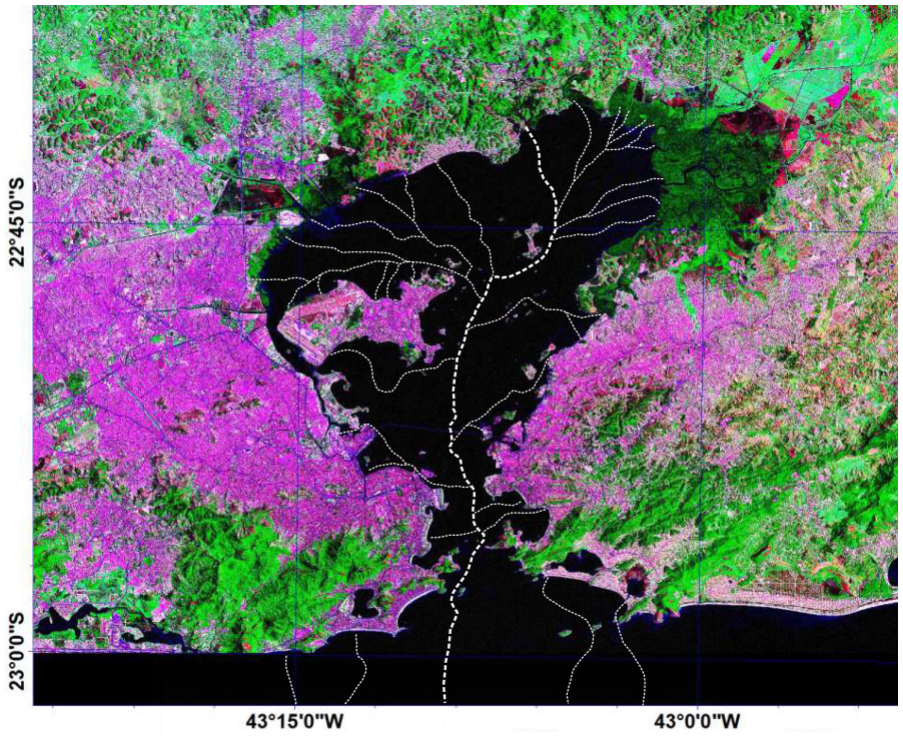


Figura 9 – Paleodrenagem presente na Baía de Guanabara durante a última fase de nível de mar baixo há 20.000 anos antes do presente, de acordo com a concepção de Ruelan (1944). Os distributários convergiam para um canal central que se dirigia costa afora através da plataforma continental emersa.

6. A HISTÓRIA DO PREENCHIMENTO SEDIMENTAR DA BAÍA DE GUANABARA COM BASE NOS DADOS DE SÍSMICA DE REFLEXÃO

Os dados sísmicos coletados no interior da Baía de Guanabara, e sua correlação com informações de estudos pretéritos, nos auxiliam a reconstruir a história de preenchimento sedimentar do Gráben da Guanabara e posteriormente a formação e afogamento da Baía de Guanabara, a partir da subida do nível do mar nos últimos 20 mil anos. Sobre as seções sísmicas coletadas (ver Figura 8) procedeu-se à identificação das unidades deposicionais, suas superfícies limitantes e das fácies sísmicas (Goiana, 2017). Os geofísicos chamam de "*fácies sísmicas*" a configuração interna dos refletores nas unidades deposicionais, indicativas da implantação de diferentes ambientes deposicionais ao longo do tempo. A figura 10 ilustra as principais fácies sísmicas reconhecidas no interior da Baía de Guanabara no presente estudo.

O embasamento cristalino, ilustrado pela fácies sísmica f_1 (Figura 10), é observado em diversas seções como um refletor bastante irregular, de alta refletividade, abaixo do qual não se observam outras reflexões proeminentes. Apresenta uma morfologia que se assemelham ao relevo continental adjacente com morros e vales intercalados, a exemplo do Pão de Açúcar, com relevo relativo entre o topo e o fundo do vale da ordem de 30 m (Figura 11). Acima do embasamento cristalino, foram identificadas seis unidades sedimentares (U1 a U6) bem definidas por diferentes fácies sísmicas, limitadas por superfícies erosivas ou deposicionais nos seus limites superior e basal (as superfícies S1 a S5 da Figura 11). As unidades U1 a U6 apresentam diferentes conjuntos de fácies sísmicas internas, indicando tratar-se de ambientes deposicionais distintos, continentais e estuarinos (Figuras 10 e 11).

A unidade deposicional U1 situa-se entre o embasamento e a superfície S1 que erode seu topo, resultando em forte truncamento erosivo. Caracteriza-se pela presença de refletores inclinados, com mergulho em direção Oeste, que são truncados no topo pela superfície erosiva S1, ilustrando uma notável discordância angular (Figuras 10 e 11). Esta configuração interna dos refletores inclinados caracteriza a fácies sísmica f_2 ilustrada na figura 10. A presença de refletores com forte inclinação na fácies sísmica f_2 sugere tratar-se de sedimentos depositados no interior de segmentos do grabén da Guanabara, em blocos que sofreram subsidência tectônica e posterior basculamento e erosão, formando a discordância angular (S1) conforme ilustrado esquematicamente na Figura 12. Toda esta unidade foi depositada em ambiente continental, quando a Baía de Guanabara ainda não

existia. A correlação da unidade sedimentar U1 com as formações presentes no entorno da Baía de Guanabara, indica que essa unidade corresponde à Formação Macacu cujo topo foi erodido (S1) conforme ilustrado nas figuras 11 e 12. Esta unidade, portanto, representa os depósitos continentais Eocênicos e Oligocênicos da Formação Macacu, soterrados no interior da Baía de Guanabara e depositados há mais de 23 milhões de anos antes do presente.

Entre a superfície erosiva S1 e o fundo submarino foram identificadas cinco unidades deposicionais (U2 a U6 na Figura 11). A unidade U2 tem cerca de 8 m de espessura, sendo fortemente erodida em seu topo pela superfície S2 (Figura 11). Esta unidade é representada pela fácies sísmica f3 (Figura 10), predominantemente semi-transparente, com refletores descontínuos, e pequenas feições sugestivas de canalizações. A correlação com dados ao redor da Baía de Guanabara indica que a unidade sísmica U2 corresponde aos sedimentos fluviais da Formação Caceribú, que se encontra logo acima da Formação Macacu em afloramentos e testemunhos descritos no interior do Gráben da Guanabara (Amador, 1976, 1978; Galvão, 2014; Abuchacra, 2015).

A superfície erosiva S2 é expressa por uma série de vales fluviais incisos, indicando exposição subaérea (Figura 11). Testemunhos de sondagem no interior da baía indicam sedimentos com idades em torno de 9 mil anos depositados logo acima da superfície S2 (Abuchacra, 2015). Tais dados nos permitem correlacionar S2 à superfície de exposição formada durante a última regressão marinha ocorrida até cerca de 20 mil anos antes de presente, quando o nível do mar estava perto de 130m abaixo do atual (Reis et al., 2013). Deste modo, infere-se que as unidades sedimentares U3, U4, U5 e U6, situadas acima da superfície S2 (Figura 11), foram depositadas durante a última transgressão marinha ocorrida desde o último máximo glacial. As unidades U3 a U6, portanto, registram o afogamento da rede de drenagem pré-existente, culminando com a formação da atual Baía de Guanabara.

A unidade sedimentar U3 se caracteriza pelas fácies f_4 e f_5, representadas respectivamente por (Figura 10): (f_4) feições de preenchimento de canais fluviais, com dimensões de 100 m de largura e 5 m de profundidade; e (f_5) depósitos de migração lateral de canais fluviais, caracterizando barras em pontal de canais fluviais meandrantes. Estas barras em pontal são reconhecidas nas seções sísmicas pelos refletores inclinados, sucessivamente sotopostos que se deslocam lateralmente conforme se observa nas figuras 10, 11 e 13. O processo de migração lateral de canais fluviais revela uma resposta dos rios, procurando se reajustar ao novo perfil de equilíbrio causado pelo aumento do nível do mar, durante o afogamento da baía.

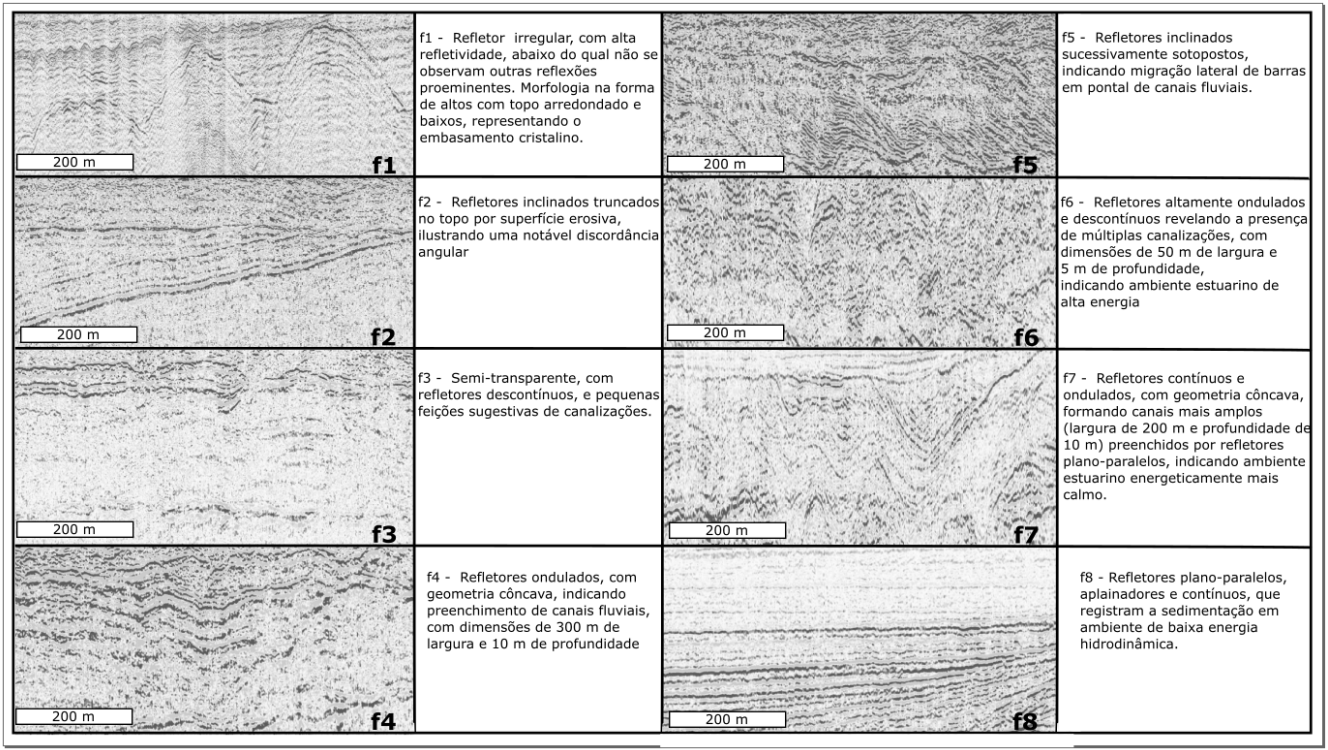


Figura 10 – Fácies sísmicas identificadas nas seções interpretadas na Baía de Guanabara. A fácies sísmica f1 caracteriza o embasamento cristalino. A fácies sísmica f2 mostra as camadas inclinadas da Formação Macacu erodidas no topo por grande discordância angular. As fácies sísmicas f3, f4 e f5 representam sedimentos fluviais, depositados em nível de mar baixo. As fácies sísmicas f6, f7 e f8 mostram o afogamento progressivo da Baía de Guanabara durante a transgressão marinha que se inicia há cerca de 20 mil anos atrás, registrando a diminuição da energia em ambiente estuarino (f6 e f7) e culminando com o preenchimento em nível de mar alto com camadas plano-paralelas aplainadoras de relevo (f8).

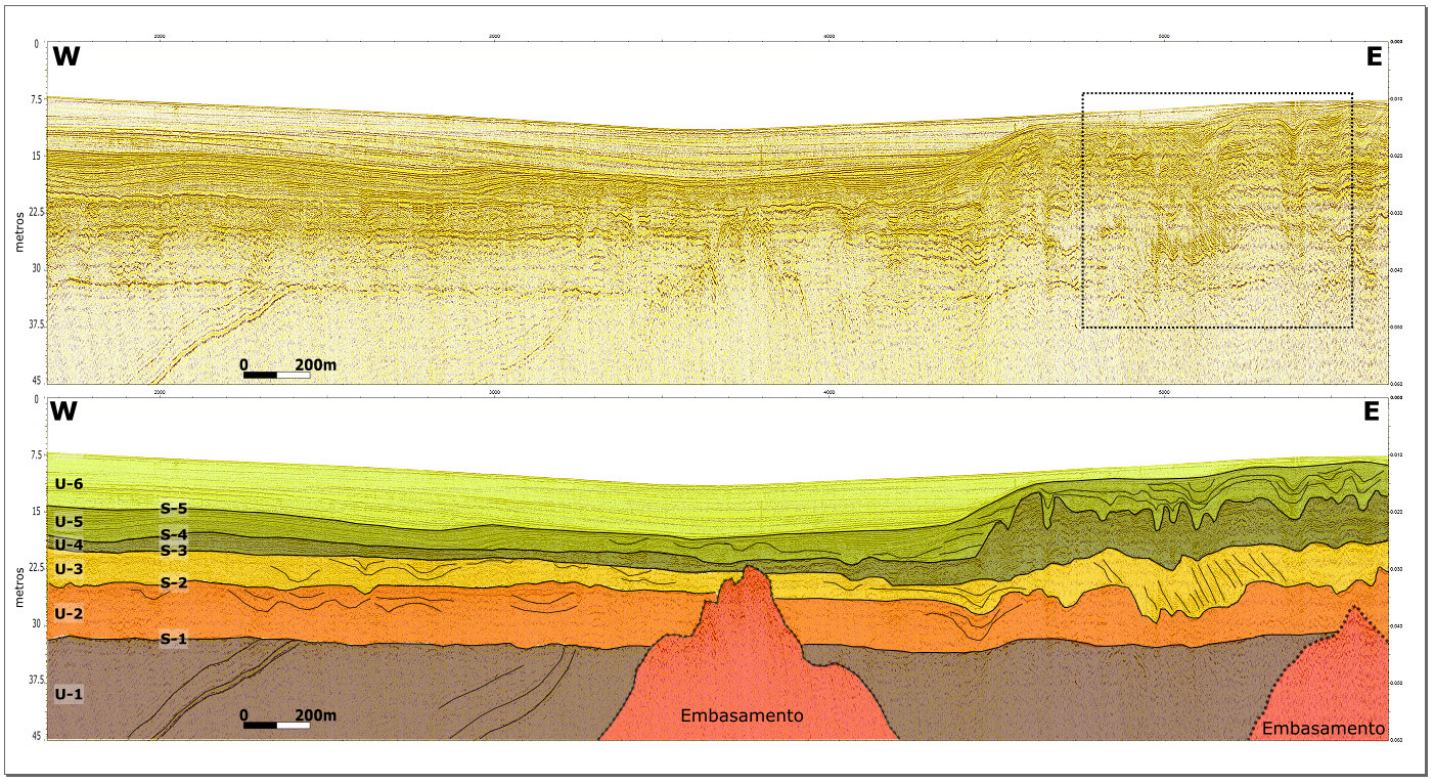


Figura 11 – Seção sísmica ilustrando as diferentes unidades sísmicas (U1 a U6) e superfícies limitantes (S1 a S5) acima do embasamento cristalino. A seção se localiza ao fundo da Baía de Guanabara, atrás da Ilha do Governador (ver localização na figura 8). O retângulo em traço pontilhado delimita o detalhe mostrado na figura 13.

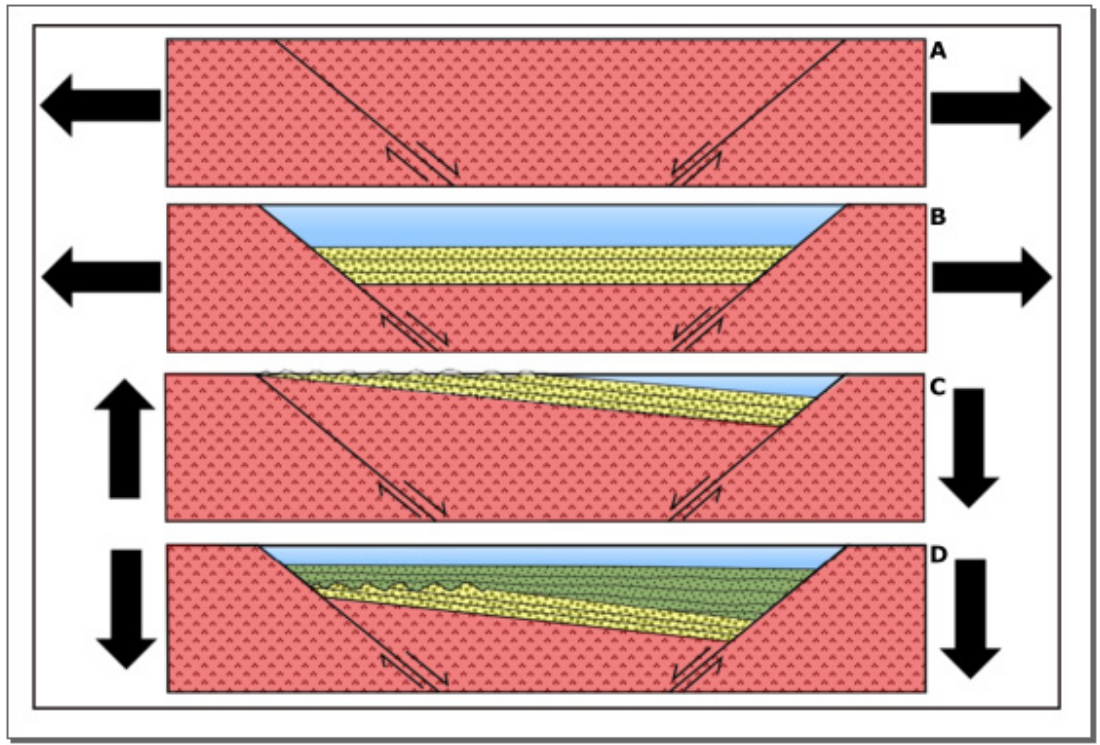


Figura 12 – Esquema ilustrativo da criação da discordância erosiva (S1 na figura 11) observada no topo da Formação Macacu (Unidade U1 na figura 11). (A) Falhas deslocam o embasamento cristalino formando o gráben da Guanabara (B), onde se depositam os sedimentos da Formação Macacu. (C) Movimentos das falhas provocam o basculamento (mergulho) do embasamento e dos sedimentos Macacu, expondo parte das camadas sedimentares à erosão subaérea e formando a discordância angular erosiva. (D) Novo afundamento do gráben cria espaço de acomodação adicional para deposição dos sedimentos fluviais da Formação Caceribú acima da discordância erosiva.

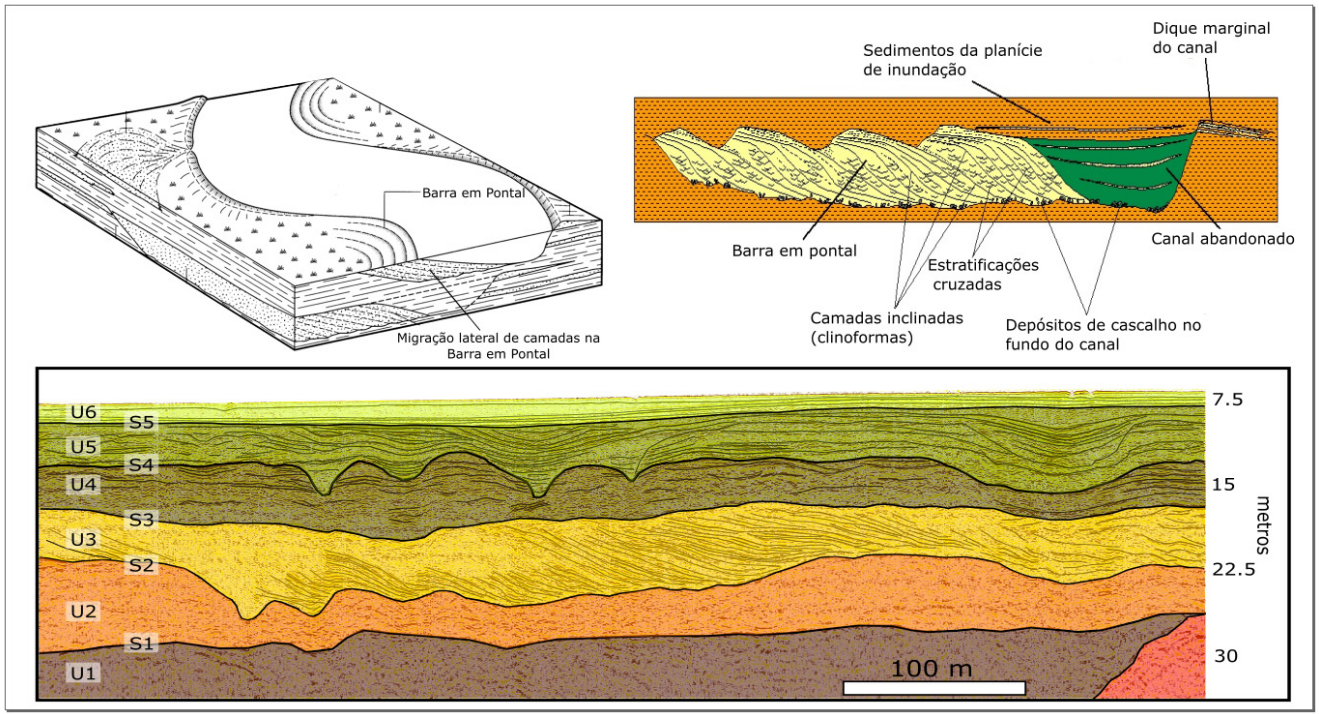


Figura 13 – Detalhe da seção sísmica (figura 11) mostrando a presença de camadas inclinadas (na seção U3) que indicam a migração lateral de barras em pontal de canais fluviais meandrantes, da esquerda para a direita. Barras em pontal são formadas nas curvas internas dos meandros como indicam as figuras esquemáticas acima. As barras em pontal crescem lateralmente à medida que a margem externa dos meandros vai sendo erodida. Verifica-se ainda o contraste da sedimentação das unidades sedimentares superiores (U4 e U5), que mostram a presença de amplos canais, com preenchimento plano-paralelo agradacional, indicando a sedimentação em ambiente estuarino subaquoso, com energia decrescente, durante a transgressão marinha. A unidade semi-transparente superior (U6) mostra a presença de camadas plano-paralelas, atestando sedimentação em ambiente de baixa energia, em nível de mar alto.

As unidades sedimentares U4 e U5 se caracterizam pelas fácies f_6 e f_7, representadas respectivamente por (Figuras 10, 11 e 13): (f6) ambiente estuarino marcado por refletores altamente ondulados e descontínuos revelando a presença de múltiplas canalizações com dimensões de 30 m de largura e 2 m de profundidade, indicando ambientes de alta energia; (f_7) ambiente estuarino marcado por refletores contínuos e ondulados, com presença de canais mais amplos (dimensões de 100 m de largura por 5 de profundidade) preenchidos por refletores agradacionais plano-paralelos, indicando ambiente energeticamente mais calmo. Essa sucessão estratigráfica U4-U5 registra a instalação de um ambiente estuarino, mostrando o afogamento da Baía de Guanabara, e uma diminuição progressiva da energia hidrodinâmica à medida que o nível do mar se elevava.

A unidade sedimentar U6 se caracteriza pela fácies sísmica f_8 (Figuras 10, 11 e 13), semitransparente, marcada por refletores plano-paralelos e contínuos, que registram a sedimentação em ambiente monótono, correspondendo à fase de menor energia hidrodinâmica de todo o preenchimento sedimentar da Baía de Guanabara. Esta unidade, portanto, marca a fase de nível de mar alto semelhante ao atual.

7. EVIDÊNCIAS DO PALEO-RIO GUANABARA NA PLATAFORMA CONTINENTAL ADJACENTE

A plataforma continental adjacente ao estado do Rio de Janeiro tem uma largura variável de 80 a 120 km, com profundidade de quebra em torno de 150 a 180 m (Figura 14). Toda esta extensa área, hoje recoberta pelo oceano Atlântico, esteve exposta durante os máximos glaciais. Os rios que hoje deságuam no interior da Baía de Guanabara e nas lagunas costeiras percorriam toda esta extensão, esculpindo canais que desembocavam nas proximidades da quebra da plataforma atual. Reis et al. (2013) descrevem em detalhe a morfologia da plataforma continental do Rio de Janeiro entre São Sebastião e Cabo Frio, observando diferentes evidências, como escarpas e frentes lobadas de progradação, associadas aos últimos eventos de oscilação do nível marinho. Destaca-se uma proeminente escarpa, nas proximidades da isóbatimétrica de -130m, que representa uma frente de erosão pelas ondas, na posição aproximada da linha de costa durante o último máximo glacial (~20 mil anos) (Figura 14).

Uma linha sísmica de alta resolução cruzando toda a plataforma continental desde a desembocadura da Baía de Guanabara (Reis et al., 2013), mostra em detalhes três unidades sísmicas separadas por duas discordâncias erosivas (Fi-

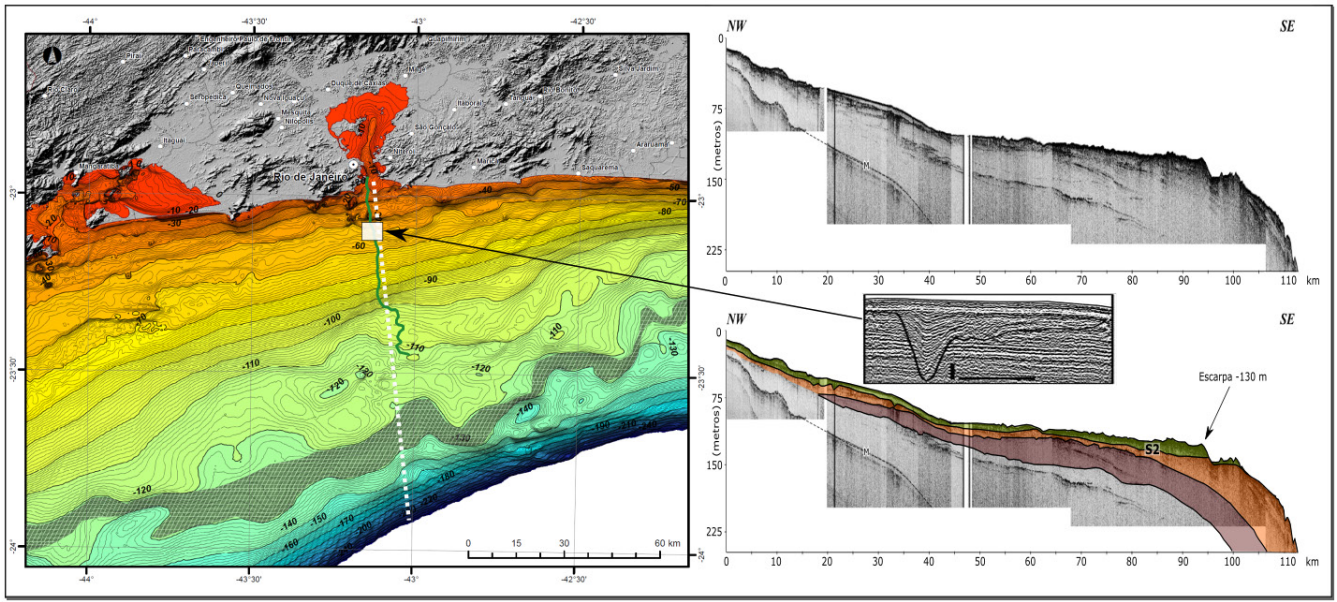


Figura 14 – Mapa batimétrico detalhado da plataforma continental adjacente à Baía de Guanabara (o espaçamento entre as isóbatas é de 1 metro). A faixa hachurada paralela à borda de plataforma, entre as isóbatas de -120 e -130 m de profundidade, marca a escarpa que foi formada pela ação erosiva das ondas quando o nível do mar situava-se nesta posição durante o último máximo glacial há 20 mil anos. A linha branca pontilhada marca a localização da seção sísmica de alta resolução interpretada à direita (Reis et al., 2013). As superfícies erosivas que limitam as unidades sedimentares (marrom, laranja e verde) foram formadas em fases de nível de mar baixo, quando a plataforma continental estava exposta à erosão subaérea. A superfície S2 corresponde à exposição durante o último baixo glacial e corresponde à mesma superfície identificada no interior da Baía de Guanabara, sobre a qual se depositaram as unidades sedimentares U3, U4, U5 e U6. Estas unidades do interior da Baía são, portanto, crono-correlatas com a unidade superior (verde) verificada na plataforma continental. No mapa batimétrico a linha sinuosa (verde) mostra o traçado do canal fluvial correspondente ao paleo-rio Guanabara, segundo interpretação de Tardin (2015). Em detalhe, (quadrado branco no mapa batimétrico) mostra-se exemplo de uma seção sísmica do paleo-canal fluvial soterrado, identificado por Tardin (2015) na plataforma continental.

gura 14). As duas unidades inferiores apresentam refletores inclinados, mostrando a progradação sedimentar e as superfícies erosivas indicam períodos de nível de mar baixo com exposição da plataforma continental e erosão fluvial (Figura 14). Desta forma, a superfície erosiva superior correlaciona-se com a fase de nível de mar descendente do último glacial, com máximo há 20 mil anos, o que no interior da Baía de Guanabara corresponde à superfície S2 (Figuras 11 e 13). A idade desta superfície foi confirmada recentemente (Tardin, 2015; Reis et al., 2020) por datações radiocarbono em amostras de conchas coletadas sobre a superfície erosiva que aflora na escarpa identificada por Reis et al. (2013) a 130 m de profundidade (Figura 14). Inúmeros paleocanais esculpidos nesta superfície erosiva foram identificados por Tardin (2015), sugerindo tratar-se do paleo-rio Guanabara estendendo-se costa afora desde a desembocadura da Baía (Figura 14). A fina unidade sedimentar superior tem cerca de 10 a 15 m de espessura e depositou-se durante a fase transgressiva e de mar alto que perdura até os dias de hoje. Esta unidade superior que preenche os paleocanais na plataforma continental é crono-correlata com o intervalo de tempo de deposição das unidades U3, U4, U5 e U6 presentes no interior da Baía de Guanabara.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os registros sísmicos revelam a história de preenchimento do Gráben da Guanabara, inicialmente em ambiente fluvial emerso e posteriormente, nos últimos 20 mil anos, em ambiente estuarino, depositados durante o último evento de subida do nível do mar após o último máximo glacial, dando origem à baía. Os principais eventos registrados no decorrer do preenchimento sedimentar da Baía de Guanabara estão resumidos na figura 15. Na fase de nível de mar alto atual, o interior da baía encerra um ambiente de baixa energia, onde sedimentos principalmente lamosos depositam-se em camadas sub-horizontais, aplainando o paleo-relevo a partir do aporte sedimentar trazido pelos rios que chegam em seu interior.

A análise revela um aspecto preponderante comum à história do preenchimento das bacias sedimentares, qual seja: apenas parte dos sedimentos depositados é preservada no interior da bacia. Inúmeras discordâncias erosivas identificadas em subsuperfície indicam eventos ativos de remoção sedimentar, e em consequência, apenas parte da história deposicional pode ser reconstituída. Durante a regressão marinha que ocorreu entre 120 e 20 mil anos atrás, a Baía de Guanabara ficou totalmente exposta sendo ocupada por um curso fluvial central para onde convergiam

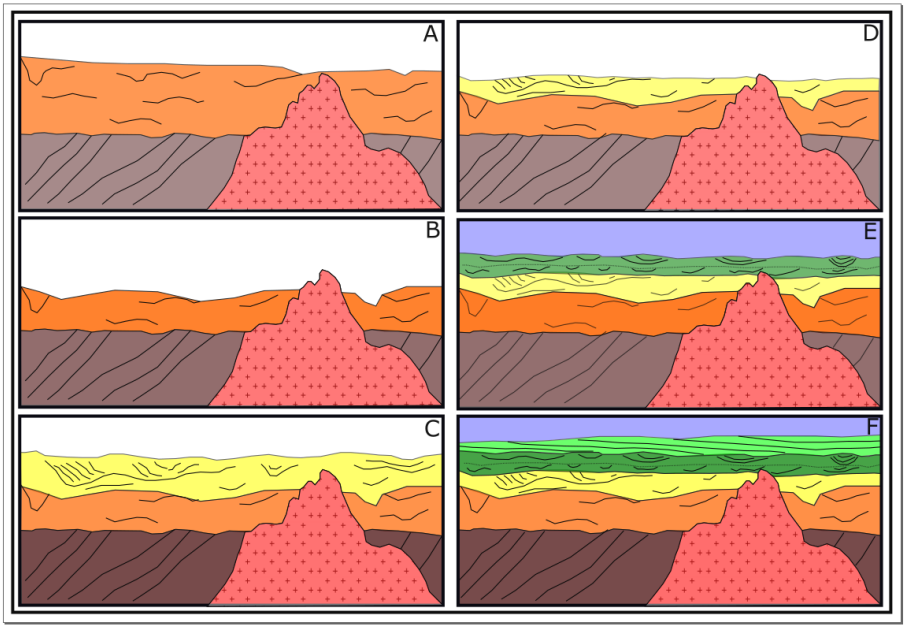


Figura 15 – (A) Entre o Eoceno e o Oligoceno (53 a 23 milhões de anos atrás) depositam-se os sedimentos de leques aluviais e fluviais da Formação Macacú (marrom) sobre o embasamento cristalino (vermelho). Movimentos tectônicos provocam o basculamento da bacia, causando soerguimento e erosão, dando origem à discordância angular no topo da Formação Macacú. Esta superfície erosiva ficou exposta até o Pleistoceno (a partir de 2,6 milhões de anos), quando se registram os sedimentos da Formação Caceribú (laranja). (B) No último máximo glacial, com a descida do nível do mar, entre 120 e 20 mil anos atrás, nova superfície erosiva é formada no topo da Formação Caceribú. (C) A transgressão marinha com início há 20 mil anos atrás provoca a subida do nível de base e sedimentos começam a entulhar os vales fluviais (amarelo). (D e E) Com a continuidade da transgressão, a baía de Guanabara é afogada. Uma discordância erosiva no topo da sequência fluvial (amarelo) é formada pela ação das ondas acompanhando o afogamento progressivo da Baía de Guanabara e os sedimentos estuarinos (verde escuro) depositam-se preenchendo o espaço de acomodação que está sendo criado com a subida do nível do mar. (F) Na fase atual de nível de mar alto, sedimentos predominantemente lamosos (verde claro) estão assoreando e aplainando o fundo a Baía de Guanabara, principalmente em sua porção interna, onde dominam condições de baixa energia hidrodinâmica.

todos os rios que deságuam hoje no fundo da Baía. Esta drenagem avançava através da plataforma continental, deixando registros de paleocanais soterrados. Com a subida do nível do mar a partir de 20 mil anos, depositaram-se as unidades com influência marinha no interior da Baía de Guanabara, que constituem apenas a porção mais superior do pacote sedimentar (U4, U5 e U6 na figura 11), cujas espessuras máximas, atingem cerca de 15 m. Estas unidades correspondem também à camada sedimentar mais superior na plataforma continental adjacente, que se formou durante a transgressão marinha e na fase de nível de mar alto atual.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abuchacra, R.C., 2015, Evolução sedimentar holocênica da planície costeira do NE da Baía de Guanabara (RJ). Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, Universidade Federal Fluminense, 161 pp.

Amador, E.S., Paixão, R.A.; Paiva, V.D.O., Seixas, N.J., 1976, Considerações preliminaries sobre os depósitos pré-afogamento da Baía de Guanabara. Resumo das Comunicações do XXIX Conresso Brasileiro de Geologia: 139-140.

Amador, E.S., Paixão, R.A.; Paiva, V.D.O.,. 1978, O Pleistoceno Superior da região da Baía de Guanabara. An. Acad. Braisl. Ciênc. 50 (1): 125.

Amador, E.S., 1997, Baía de Guanabara e ecosistemas periféricos: homem e natureza. Rio de Janeiro: INTERCIÊNCIA, 539 pp.

Angulo, R.J.; Lessa, G.C.; Souza, M.C.S., 2006, A critical review of mid-Late Holocene sea-level fluctuations on the eastern Brazilian coastline. Quaternary Science Reviews, v. 25, n. 5-6, p. 486-506

Ferrari, A. L. e Silva, M.A.M., 1997, Bacia do Macacu (RJ): Proposta de uma nova bacia do Rift Continental do Sudeste do Brasil. In: V Simpósio de Geologia do Sudeste, SBG, Rio de Janeiro, Anais, p. 32- 34.

Ferrari, 2001, Evolução tectônica do Graben da Guanabara, 2001, Tese de Doutorado,Universidade de São Paulo, Instituto de Geociências, 423 pp.

Galvão, A., 2014, Distribuição Superficial de Sedimentos e Arranjo Sismoestratigráfico, NE da Baía de Guanabara - RJ. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, Universidade Federal Fluminense, 134 pp.

Goiana, L.T.C.A., 2017, Sismoestratigrafia de alta resolução na Baía de Guanabara – RJ. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Dinâmica dos Oceanos e da Terra, Universidade Federal Fluminense, 82 pp.

Lima, M. R., Cabral Junior, M. e Stefani, F. L., 1996, Palinologia de Sedimentos da Formação Macacu - Rifte da Guanabara, Terciário do Estado do Rio de Janeiro,

Brasil. An. Acad. Bras. Ci., Rio de Janeiro, 68 (4): 531- 543.

Meis, M.R.M e Amador, E.S., 1972, Formação Macacu: Considerações a respeito do Neo-Cenozóico da Baía de Guanabara. An. Acad. Bras. Ciênc. 44(3/4): 602.

Meis, M. R. M. e Amador, E. S., 1977, Contribuição ao estudo do Neocenozóico da Baixada da Guanabara: Formação Macacu. Rev. Bras. Geoc., São Paulo, 7 (2):124-150.

Reis, A.T.; Maia, R.M.C.; Silva, C.G.; Rabineau, M.; Guerra, J.V.; Gorini, C.; Ayres, A.; Arantes-Oliveira, R.; Benabdellouahed M., Simoes, I.; Tardin, R (2013). Origin of step-like and lobate seafloor features along the continental shelf off Rio de Janeiro State, Santos basin-Brazil. Geomorphology.doi: 10.1016/j.geomorph.2013.04.037

Reis, A. T.; Amendola, G.; Dadalto, T.P.; Silva, C.G.; Tardin Poço, R.T.; Guerra, J. V.; Martins, V.; Cardia, R.R.; Gorini, C.; Rabineau, M. Arquitetura e Evolução Deposicional da Sucessão Sedimentar Pleistoceno Tardio-Holoceno (últimos ~20 ka) da Baía de Sepetiba (RJ). Revista de Geociências (UNESP) (Submetido).

Ruellan, F. A. 1944, Evolução Geomorfológica da Baía de Guanabara e das Regiões vizinhas. Revista Brasileira de Geografia, n. 4, p. 445-508.

Suguio, K.; Martin, L.; Flexor, J. M., 1988, Quaternary Sea Levels of the Brazilian Coast: Recent Progress. Episodes, v. 11, n. 3, p. 203-208.

Tardin, R. G. C. P., 2015; Estratigrafia sísmica e paleodrenagem de sistemas deposicionais Quaternários da plataforma sul fluminense, Bacia de Santos. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Dinâmica da Terra e dos Oceanos, Universidade Federal Fluminense, 247 pp.

EVOLUÇÃO GEOMORFOLÓGICA DA BAÍA DE GUANABARA E PLATAFORMA CONTINENTAL RASA ADJACENTE NOS ÚLTIMOS 40.000 ANOS

Gilberto Tavares de Macedo Dias
Rafael Cuellar de Oliveira e Silva
João Régis dos Santos Filho

1. INTRODUÇÃO

Este capítulo descreve a morfologia atual do fundo da Baía de Guanabara e da plataforma rasa adjacente, baseado na interpretação dos dados batimétricos fornecidos pela Diretoria de Hidrografia e Navegação, bem como dos resultados de levantamentos por sonar de varredura lateral, amostragens de sedimentos, filmagens submarinas e datações ao ^{14}C (Carbono 14), realizados por pesquisadores do Laboratório de Geologia Marinha da UFF.

Vestígios de sedimentos e do antigo relevo natural há 40 mil anos foram revelados, ainda expostos e preservados *in situ* sobre o fundo atual, a 22 m de profundidade, na plataforma continental adjacente e foram mapeados em detalhe. Esses dados permitiram entender a evolução do relevo marinho da Baía de Guanabara e da plataforma continental adjacente, relacionados às variações do nível do mar durante a última glaciação e à transgressão holocênica subsequente.

2. MORFOLOGIA ATUAL DO FUNDO MARINHO

O mapa batimétrico apresentado a seguir (Figura 1) foi elaborado a partir da digitalização dos valores de profundidades, fornecidos pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), obtidos das "Folhas de Bordo" que deram origem às Cartas Náuticas mais detalhadas da Baía de Guanabara.

Neste mapa observam-se as principais variações de relevo do fundo marinho da Baía de Guanabara. As profundidades dentro da baía, na maior parte (65%) são inferiores a 5m. A Figura 2 mostra a distribuição percentual dos valores hipsométricos.

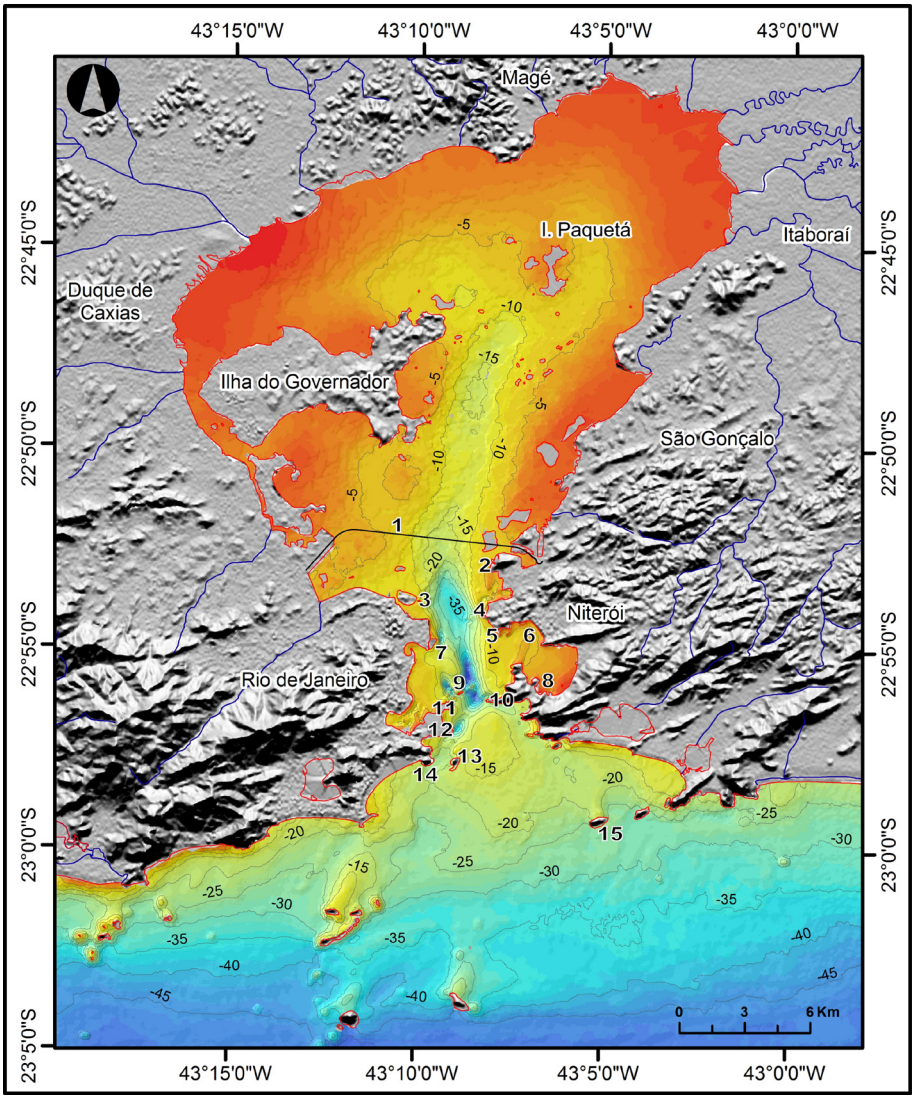


Figura 1. Mapa batimétrico regional. 1- Ponte Rio-Niterói; 2- Ponta da Armação; 3- Ilha Fiscal; 4- Ponta de Gragoatá; 5- Ilha de Boa Viagem; 6- Enseada de Icaraí; 7- Ilha de Villegagnon; 8- Enseada de Jurujuba; 9- Ilha da Laje; 10- Fortaleza de Santa Cruz; 11- Fortaleza de São João; 12- Pão de Açúcar; 13- Ponta do Leme; 14- Ilha de Cotunduba; 15- Ilha do Pai.

A interpolação digital dos valores de profundidade revelou um canal longitudinal, aproximadamente central, condicionado principalmente entre as margens da baía ou afloramentos rochosos entre ilhas e pontais rochosos. Este canal inicia-se com fundo quase plano delimitado entre as isóbatas de 10 e 15 m, a partir do alinhamento entre a ponta NE da ilha do Governador e a ilha de Pa-

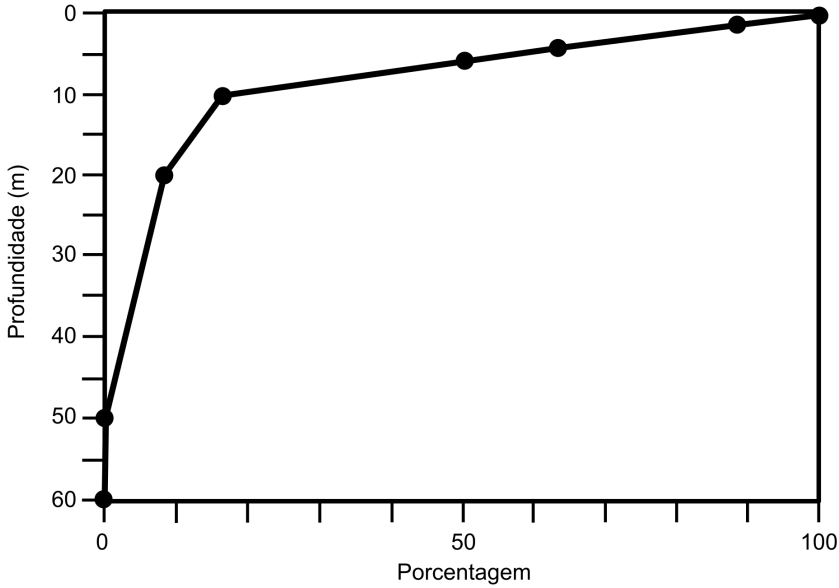


Figura 2. Distribuição percentual dos valores de profundidade (Kjerfve et al., 1997).

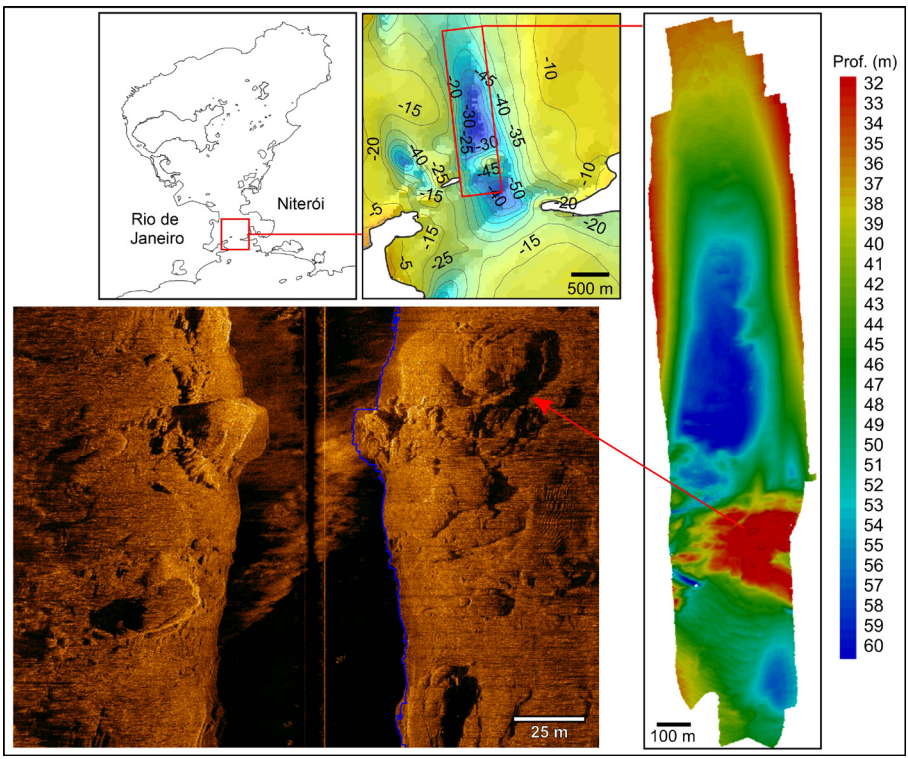


Figura 3. Detalhe da região de maior contraste de profundidade, com destaque para o afloramento de rocha cristalina do embasamento, apresentado em registro de sonar de varredura lateral na imagem esquerda inferior.

quetá, até o alinhamento entre a Ponta da Armação e a ilha Fiscal. A partir deste alinhamento, em direção a boca da barra, começa progressivamente a estreitar e aprofundar, passando de 35m a partir do alinhamento entre a Ponta de Gragoatá e a ilha de Villegagnon até o alinhamento entre o Forte Santa Cruz e o Forte São João. Neste último trecho o canal possui a menor largura e atinge localmente a maior profundidade da baía, com 58m.

A Figura 3 representa a área de maior contraste batimétrico existente na Baía de Guanabara, definida entre o canal mais profundo e um pináculo de rocha cristalina do embasamento que emerge no centro do canal, com cerca de 20m de altura e 500m de diâmetro. Esta rocha, cujo topo encontra-se a 11,5m de profundidade, oferece perigo à navegação, sendo bem assinalada por boia de sinalização. A profundidade de 58m representa uma anomalia local, pois atualmente as profundidades próximas a este valor só são encontradas na plataforma continental, longe da costa a mais de 15km.

As Figuras 4, 5 e 6 mostram perfis batimétricos transversais ao canal principal nos diversos trechos citados. A Figura 7 apresenta perfis longitudinais desde o fundo da baía no setor norte até sua desembocadura ao sul. A Figura 8 mostra perfis batimétricos obtidos sobre o banco arenoso localizado na desembocadura da baía.

A morfologia dos depósitos sedimentares superficiais que se distribuem sobre o fundo da Baía de Guanabara está diretamente relacionada às forçantes hidrodinâmicas de ondas e correntes que atuam sobre o fundo. Toda a região, desde a entrada da barra até próximo ao alinhamento da Ponta de Gragoatá e Ilha de Villegagnon é principalmente constituída por areias quartzosas finas bem selecionadas. Estas areias não estão sendo depositadas atualmente, mas sim apenas retrabalhadas por ação de ondas e correntes. São areias relíquias, ou seja, produto do retrabalhamento de antigos depósitos. A partir desse alinhamento, em direção ao fundo da baía, os sedimentos tornam-se progressivamente mais finos e lamosos. Lamas terrígenas de deposição recente ocupam inteiramente o fundo da baía nas áreas mais rasas interioranas. Sob a ponte Rio – Niterói, registros sísmicos e sondagens evidenciaram mais de 12m de espessura de lama sobre areias quartzosas relíquias.

As Figuras 9 e 10 mostram o relevo de fundo nas áreas arenosas do setor sul da Baía de Guanabara, incluindo a área externa adjacente à entrada da barra. Observa-se que o canal principal foi encaixado por erosão nos depósitos arenosos. Na área externa acumulou-se um grande banco arenoso, em contato brusco com o canal principal do fundo da baía. Nota-se que o flanco leste do canal principal,

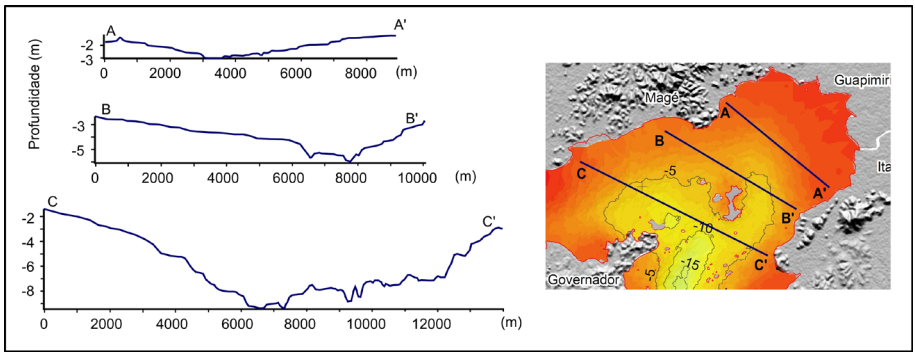


Figura 4. Perfis batimétricos localizados no setor norte, evidenciando a transição do relevo suave do fundo da baía (perfil A-A') para os desníveis do canal central.

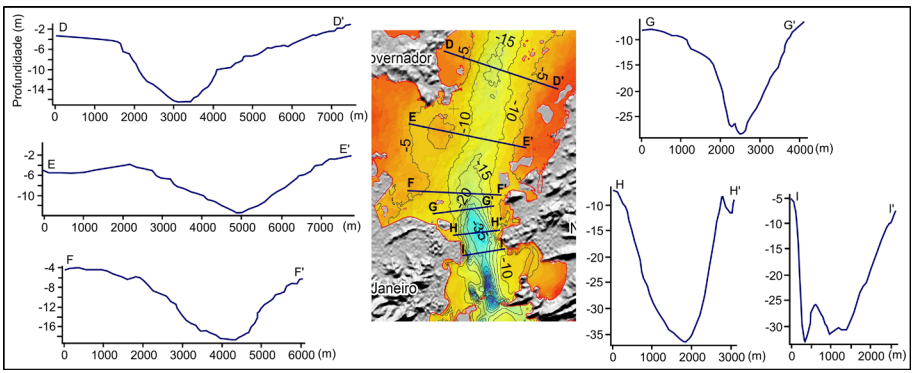


Figura 5. Perfis batimétricos transversais ao canal central da baía desde a altura da ilha do Governador (perfil D-D', ao norte) até a altura da ilha de Villegagnon (perfil I-I', ao sul).

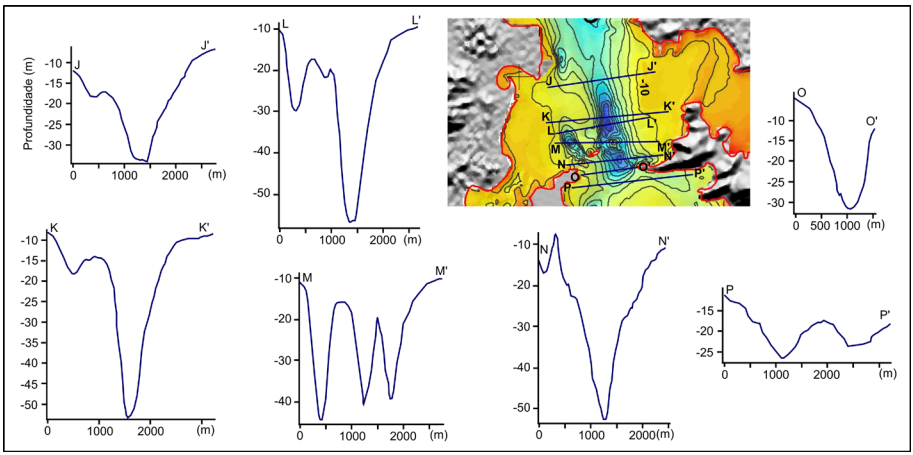


Figura 6. Perfis batimétricos transversais ao canal central, começando ao sul da ilha de Villegagnon (perfil J-J'), passando pela região de maior contraste batimétrico até a desembocadura da baía (perfis O-O' e P-P').

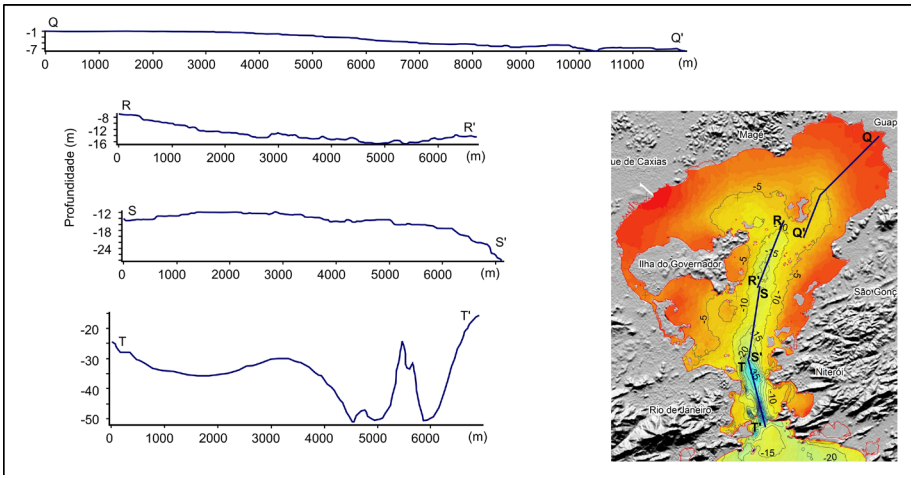


Figura 7. Perfis batimétricos ao longo do canal central, começando ao norte, no fundo da baía (perfil Q-Q'), até o setor sul (perfil T-T'). Região de maior contraste de profundidade, onde se encontra um pináculo do embasamento cristalino aflorante

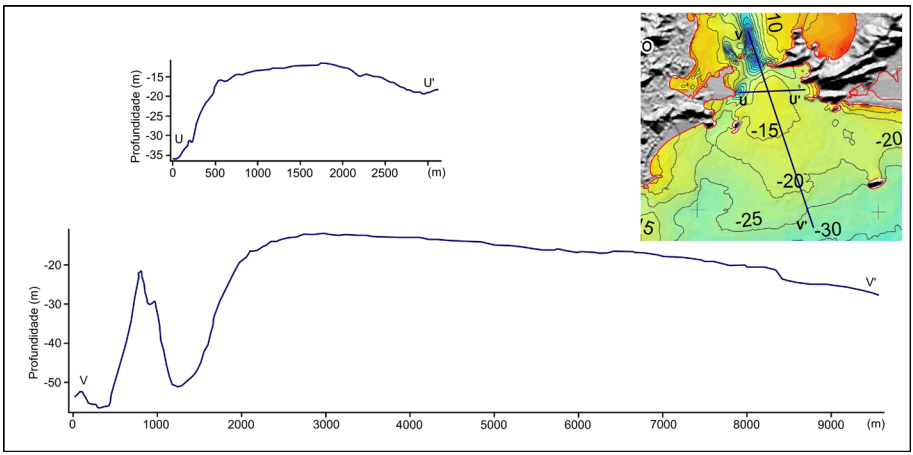


Figura 8. Perfis batimétricos sobre o banco arenoso. O perfil V-V' inicia no canal principal da baía, passando por profundidades maiores que 50 m, cruza o pináculo do embasamento cristalino, percorre todo o banco longitudinalmente e termina mostrando um degrau relativo ao paleo solo descrito mais adiante (ver Figuras 17 e 18).

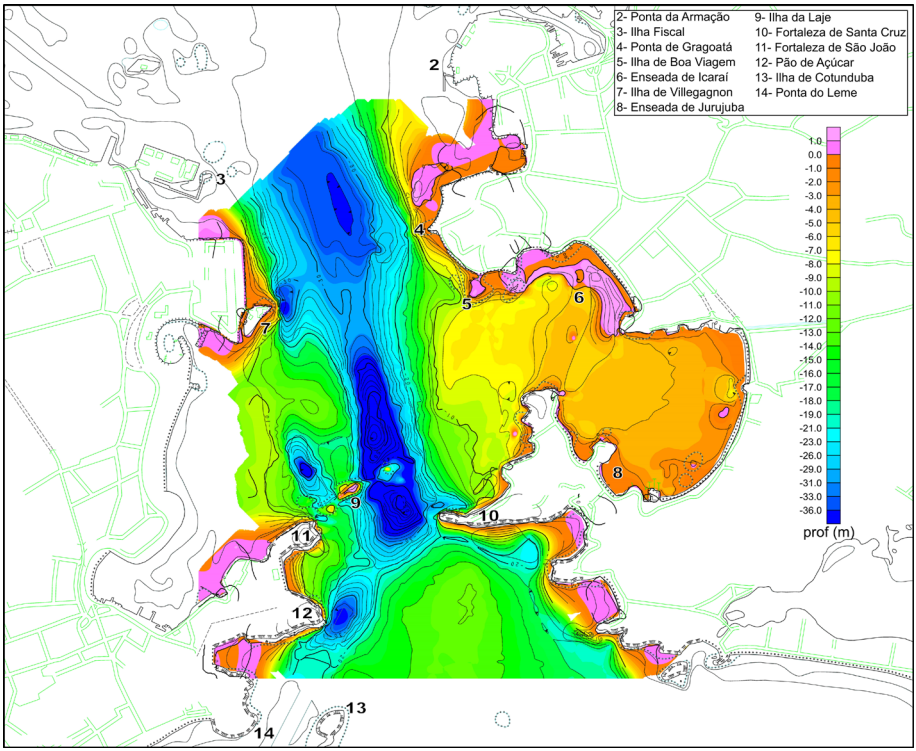


Figura 9. Mapa batimétrico do setor sul da Baía de Guanabara, cujos sedimentos de fundo são predominantemente formados por areia quartzosa em profundidades maiores que 5m.

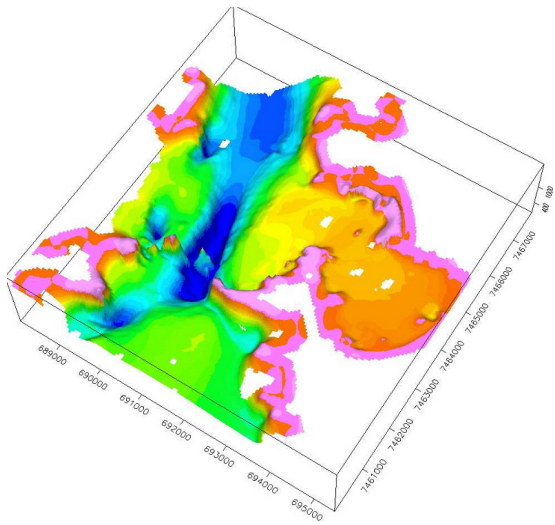


Figura 10. Representação 3D da morfologia de fundo, ressaltando o canal central, o flanco mais suave a leste do canal, o pináculo rochoso no centro do canal, ao lado da ilha da Laje, e o banco arenoso adjacente à barra.

entre a ponta do Forte Santa Cruz e a Ilha de Boa Viagem, possui menor gradiente batimétrico comparativamente ao flanco oposto. Neste flanco leste desenvolve-se um proeminente campo de dunas submarinas (*sand waves*). Essas duas notáveis feições morfológicas serão descritas em detalhe a seguir.

Os acessos aquaviários ao Porto do Rio de Janeiro por navios de maior calado (máximo 15,8m) são realizados pelo canal estreito, de maior profundidade (17m) a oeste do banco arenoso, entre a ilha de Cotunduba e as pontas do Leme e do Pão de Açúcar. Navios de menor calado (máximo 11,5m a 12,6m - conteineiros) passam pela Barra Grande sobre o banco arenoso.

O mapa da Figura 11 mostra uma feição morfológica de fundo que foi interpretada como sendo vestígio de uma paleo restinga. Esta feição linear do relevo, de composição arenosa, instalou-se desde a ponta do Morro do Morcego até próximo da praia de Icaraí. O perfil batimétrico transversal é mostrado na Figura. Esta faixa arenosa separa nitidamente dois ambientes distintos de sedimentação: areias nas áreas de maior profundidade e lamas em direção ao fundo da enseada de

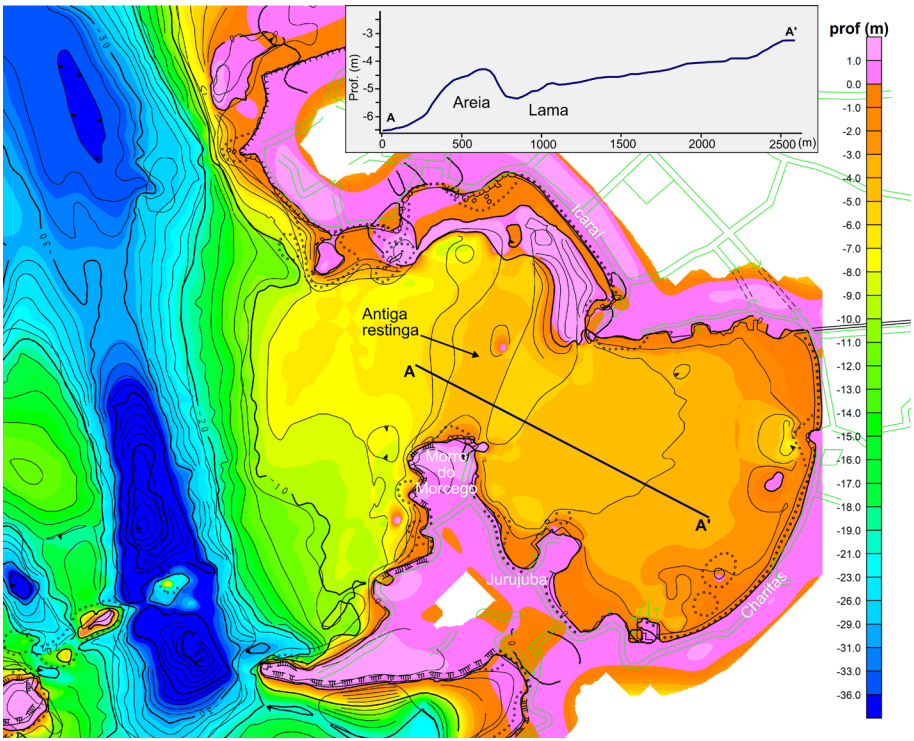


Figura 11. Detalhe das enseadas de Icaraí e Jurujuba e da paleo restinga submersa, com perfil batimétrico transversal à "Laguna de Icaraí-Jurujuba".

Jurujuba. Teria sido uma barreira arenosa (*barrier*) limitando uma antiga laguna que ocupava toda área das enseadas de Icaraí e Jurujuba. O canal de ligação com o mar (*inlet*) localizava-se na extremidade noroeste da praia de Icaraí.

3. CAMPO DE DUNAS SUBMARINAS

Sobre a superfície das areias do flanco leste do canal, desenvolve-se um imponente campo de dunas submarinas (*sand waves*) entre profundidades de 10 a 26m. Estas feições são mais proeminentes nas áreas próximas à entrada da barra, onde as correntes de fundo são mais efetivas, e diminuem progressivamente de tamanho em direção à ilha de Boa Viagem onde as correntes de fundo perdem energia.

As cristas das dunas subaquosas possuem alturas entre 2,5 e 0,5m e comprimentos de onda (distância entre as cristas) entre 100 e 18m. Constata-se uma assimetria dessas formas de fundo ao longo de um perfil longitudinal. De modo semelhante às dunas terrestres, a face de menor inclinação (barlamar = barlavento) é voltada para a direção da corrente predominante. Na área mapeada, estas feições indicam sentido de transporte para o interior da baía, sendo relacionadas às ondas e correntes vindas de sudoeste, com alta energia, formadas durante as entradas de frentes frias e amplificadas por correntes de preamar que atuam principalmente próximo ao fundo.

As Figuras a seguir mostram as características morfológicas das dunas submarinas.

Imagens de alta resolução do fundo, obtidas com o sonar do sistema 6205 EdgeTech, utilizando uma frequência de 500 kHz, revelaram a existência de marcas onduladas sobre o fundo com diferentes comprimentos de ondas: as *sand waves* (maiores) e as *mega ripples* (menores). A Figura 14 mostra diversos detalhes do fundo evidenciados pela alta resolução obtida nesta frequência de emissão acústica.

Diversos levantamentos de campo realizados durante aulas práticas com alunos do curso de Geofísica do Departamento de Geologia da UFF permitiram obter imagens sonográficas e informações batimétricas em épocas distintas. A Figura 15 abaixo representa perfis batimétricos realizados ao longo de linhas de navegação em posições próximas ou coincidentes, porém realizadas em épocas distintas. Permitem visualizar modificações do relevo e o deslocamento das dunas submarinas ao longo do tempo.

A comparação dos resultados revelou que as *sand waves* não se deslocam por grandes distâncias sobre o fundo, sendo apenas remanejadas localmente, sem perder completamente suas feições originais. O transporte de areias sobre o fundo deve ser mais efetivo apenas na camada superficial, onde se formam as *mega ripples*.

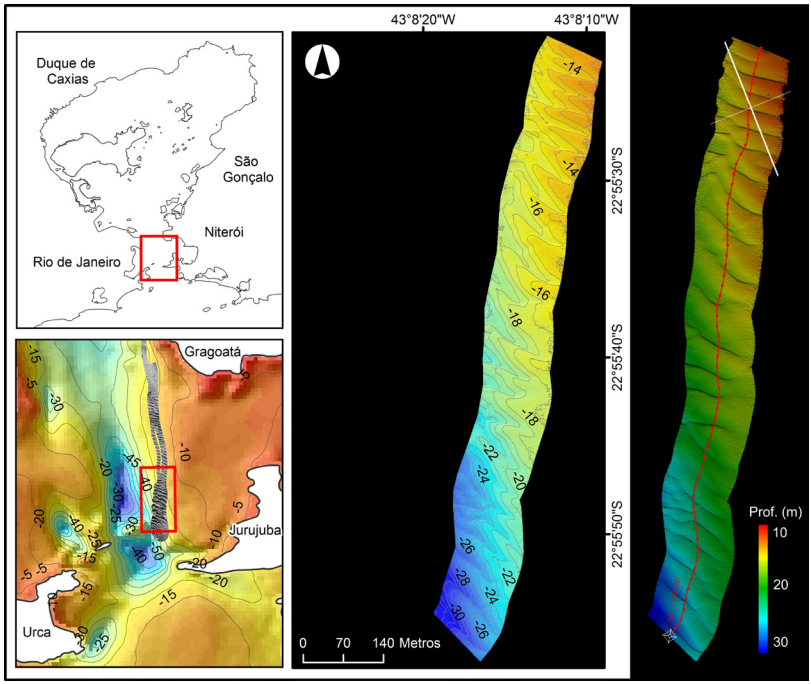


Figura 12. Parte do campo de dunas submarinas localizado no flanco leste do canal principal da baía.

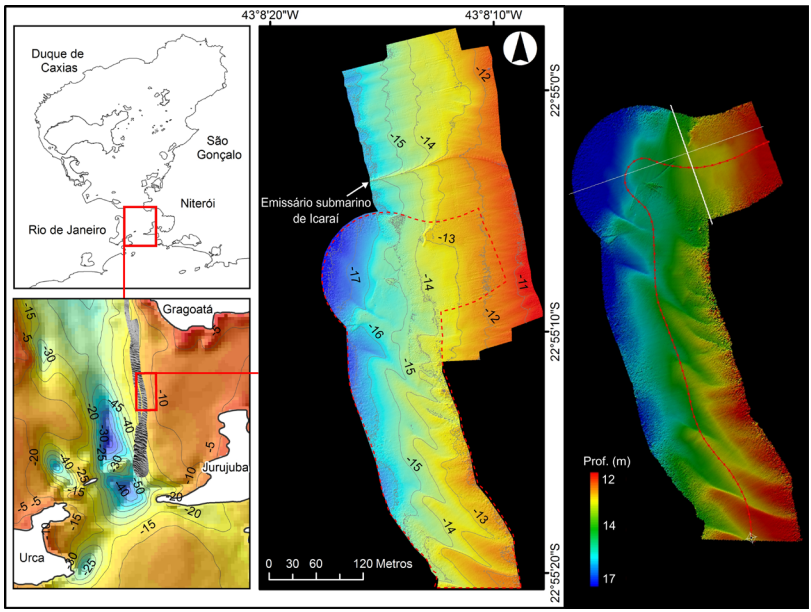


Figura 13. Notar a feição retilínea que atravessa a área norte da imagem. Representa o emissário submarino de Niterói. Este duto começa na praia de Icaraí e desemboca no flanco leste do canal central no interior da baía, atravessando a porção central/norte do campo de dunas submarinas.

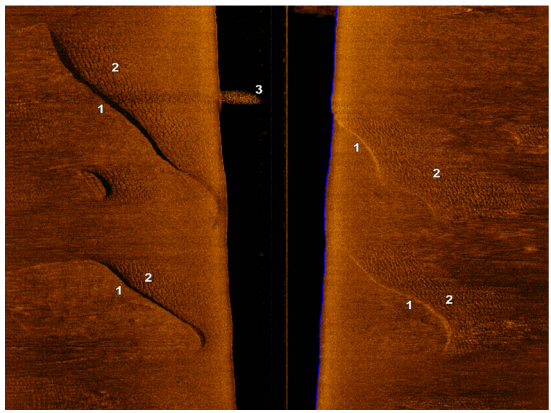


Figura 14. Imagem de fundo obtida com o sonar do sistema 6205 EdgeTech em alta frequência (500 kHz). 1- Sand waves; 2- Mega ripples; 3- A mancha vermelha na parte escura da imagem representa um cardume de peixes detectado na coluna d'água.

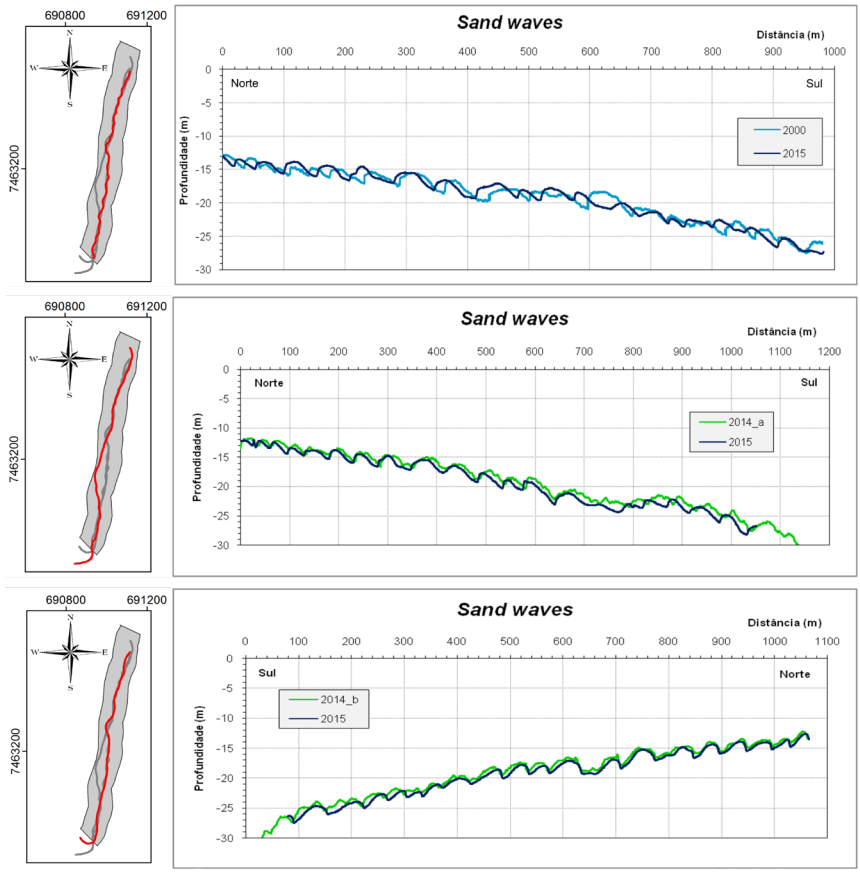


Figura 15. Perfis batimétricos realizados em épocas distintas sobre o trecho do campo de sand waves apresentado na Figura 12

A Figura 16 representa a configuração das isóbatas em torno de um casco de navio soçobrado sobre o fundo, ao largo da ilha Fiscal. Nota-se a erosão causada pelo turbilhonamento e aumento local da velocidade da corrente de fundo, em função da presença desse obstáculo. As areias erodidas são transportadas e depositadas a sotamar do casco, formando um depósito característico, na forma de "cauda de cometa". A direção da corrente predominante sobre o fundo é a mesma verificada nas dunas submarinas, comprovando a efetividade das correntes marinhas sobre o fundo no sentido sul – norte.

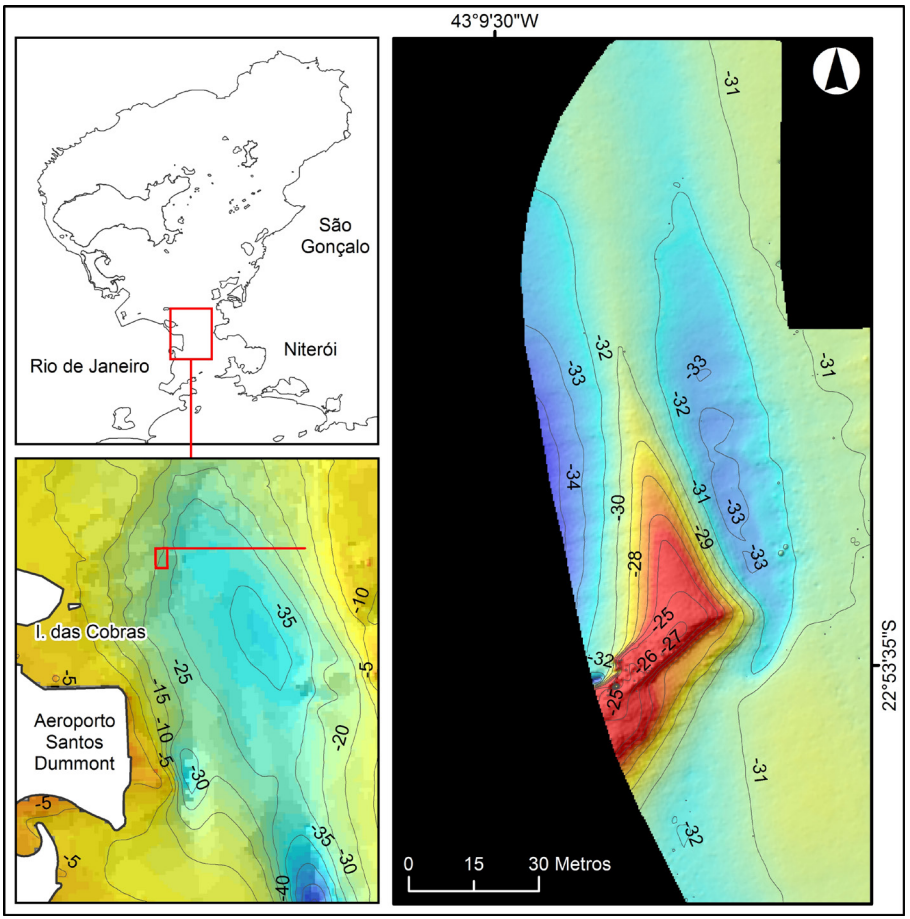


Figura 16. Representação batimétrica de um casco de navio soçobrado sobre o fundo em profundidade de 30m a nordeste da ilha Fiscal.

4. O BANCO ARENOSO PRÓXIMO À ENTRADA DA BARRA

Um amplo banco de areia se instalou na plataforma continental rasa, ao largo da entrada da barra entre profundidades de 12m e 18m (Figura 17). Formado predominantemente por areia quartzosa de granulometria média, este banco tende a se deslocar na direção da baía, por ação de ondas e correntes de fundo. No entanto, é controlado por forças contrárias das correntes de maré vazante, intensificadas principalmente pelo fluxo de água doce que sai do sistema (*runoff*). O banco arenoso foi formado pelos mesmos processos que construíram os cordões arenosos subaéreos (restingas ou *barriers*) existentes ao longo dos 200 km de costa do estado do Rio de Janeiro, desde a Baía de Sepetiba até Arraial do Cabo. Essas barreiras arenosas são empilhadas em direção à costa,

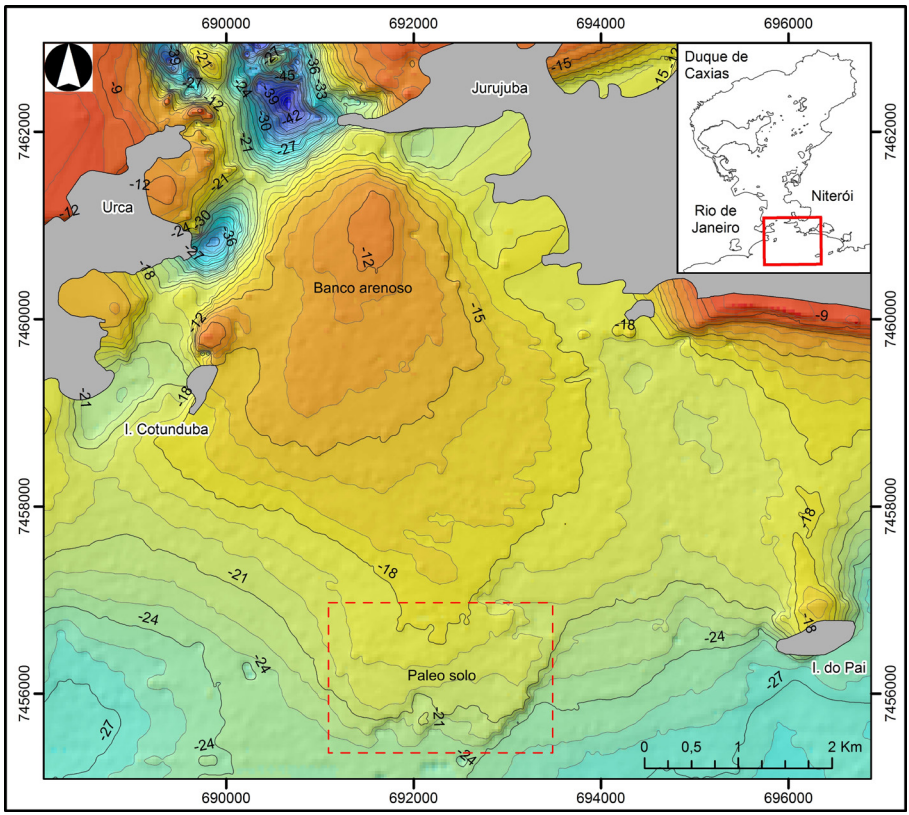


Figura 17. Mapa batimétrico evidenciando o extenso banco arenoso localizado na barra da Baía de Guanabara, entre 18m e 12m de profundidade. Localização do Paleo solo ver Figura 18.

acompanhando a subida do nível de mar, durante eventos de transgressões marinhas. Na costa do Rio de Janeiro, existem duas linhas de restingas, que foram formadas durante as duas últimas transgressões (de 120.000 anos e de 12.000 anos atrás). Se não fosse o gradiente de pressão causado pelo *runoff* de água doce saindo da baía, este banco já estaria emerso, fechando a boca da barra (Kjerfve et al., 1997).

5. PALEO SOLO DE 40.000 ANOS, EXPOSTO SOBRE O FUNDO MARINHO ATUAL

Levantamentos realizados permitiram mostrar evidências da formação de uma antiga restinga de aproximadamente 40.000 anos atrás, cujo remanescente do solo (horizonte B espódico) permaneceu exposto na plataforma continental rasa adjacente à Baía de Guanabara, ao sul do banco arenoso. Trata-se de um depósito areno-lamoso semiconsolidado, impregnado por matéria orgânica, com 2,4 km^2 de área, localizado em profundidade média de 22 m, com relevo diferenciado e escarpado entre 2 e 4 m (Figura 18). Através de mergulho autônomo, coletou-se manualmente uma amostra do sedimento (G. Dias). O depósito *in situ*, no momento da coleta, mostrava exposição de uma superfície do sedimento de cor negra, que apresentava fendas de ressecamento (indicando que houve exposição subaérea). Em 2006, o conteúdo de matéria orgânica deste sedimento foi datado ao ^{14}C AMS no "Laboratoire de Mesure du Carbone 14" (LMC14), em Saclay, França (enviado por Dr. Bruno Turcq - ORSTOM). A idade obtida situou-se entre 41.992 e 38.709 anos AP (Antes do Presente, considerado o ano de 1950).

Posteriormente, foram realizados levantamentos batimétricos e por sonar de varredura lateral, além de filmagens submarinas, que possibilitaram mapear em detalhe esta expressiva feição. Análises granulométricas e geoquímicas de novas amostras coletadas através de mergulho autônomo comprovaram a hipótese desta formação ser resultado da podzolização, processo típico do desenvolvimento de solos de restingas (ambiente continental). Tendo como base a altitude de ocorrência deste tipo de solo em restingas do Brasil (espodossolo), estima-se que o paleo nível do mar no momento da pedogênese (formação do solo) deveria estar entre -26 e -19m (abaixo do nível atual) (Silva e Dias, 2019; Silva, 2021).

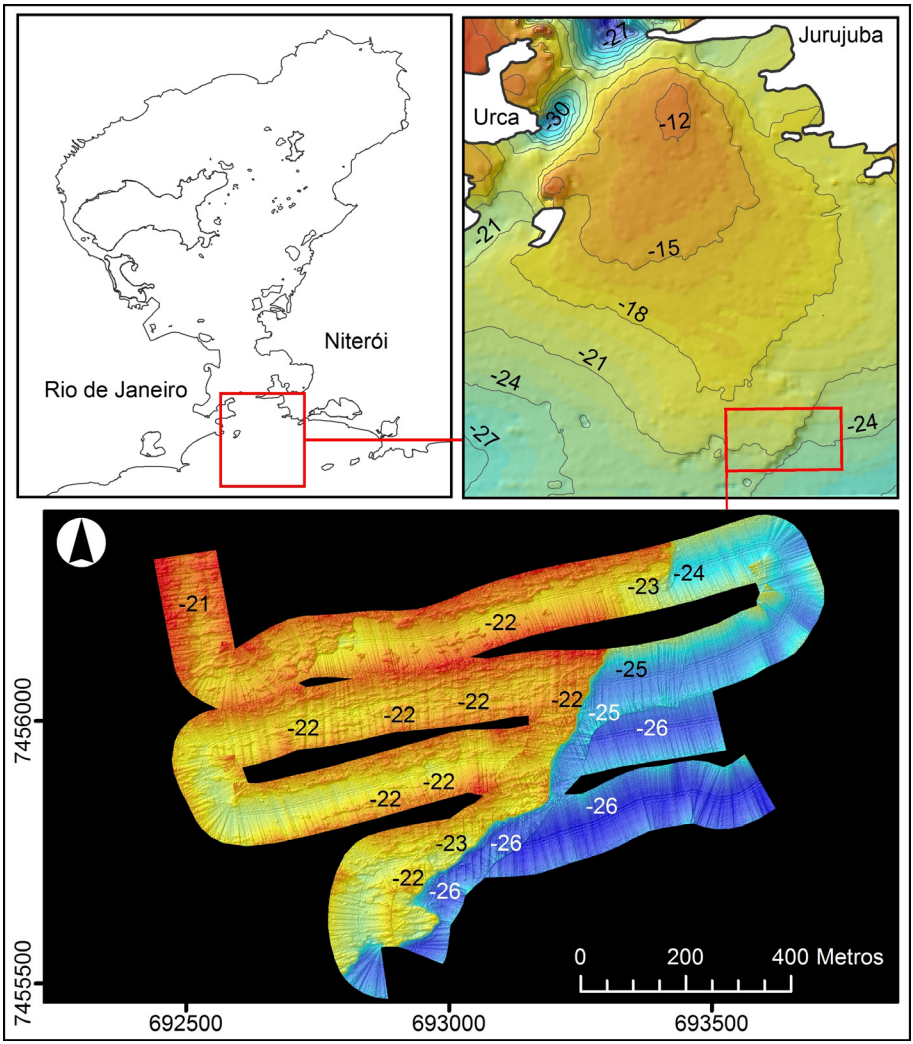


Figura 18. Mapa batimétrico da porção sudeste do paleo solo, extraído da varredura com o sistema 6205 EdgeTech. A linha de escarpamento localiza-se ao longo do contato entre as duas cores contrastantes.

6. DISCUSSÃO SOBRE AS VARIAÇÕES DO NÍVEL DO MAR E AS CONSEQUENTES MIGRAÇÕES DA LINHA DE COSTA

De acordo com Amador (2012), desde o Mioceno Superior – Plioceno (há aproximadamente 5,3 milhões de anos), as bacias de drenagem condicionadas pelo Graben da Guanabara fluíam na direção da Baía de Sepetiba.

Somente no Pleistoceno Superior (máximo regressivo da penúltima glaciação, há 126 mil anos), a bacia de drenagem da Baía de Guanabara foi capturada e seguiu na direção N-S atual. Ao final do Pleistoceno Superior, entre 40.000 e 12.000 anos AP (durante o máximo regressivo da última glaciação), a configuração atual começou a se delinear. Os depósitos desta fase constituem a Formação Caceribu, compostos por areias ricas em feldspato de origem aluvial-coluvial.

Durante esse período, esses sedimentos foram selecionados e retrabalhados por ação de ondas e correntes marinhas e representam as atuais areias relíquias encontradas na superfície do fundo, tanto na plataforma quanto no interior da baía. Para facilitar a visualização das épocas de transgressões e regressões marinhas, a figura a seguir mostra representações de diversas curvas de variação do nível do mar, elaboradas por diversos autores e compiladas por Rabineau et al. (2006).

Em uma primeira interpretação sobre a origem do banco arenoso, atribuiu-se sua total acumulação durante a última transgressão (entre aproximadamente 20.000 anos e 5.000 anos atrás). Porém, a presença de paleo canais contornando o banco em ambos os lados permite inferir que essa feição (banco) já existia durante a última regressão marinha. Consequentemente, grande parte de sua formação deve ter ocorrido durante a penúltima transgressão, quando o nível do mar esteve acima do atual, há 110 mil anos. Posteriormente, durante a última transgressão, houve novo empilhamento sobre o banco mais antigo.

A idade do paleo solo está inserida em um período interglacial anômalo, entre 60.000 e 25.000 anos AP, definido como Estágio Marinho Isotópico 3 (MIS 3, na sigla em inglês), com muitas incertezas relativas ao alcance máximo do paleo nível marinho. Muitos estudos em diversas partes do mundo, inclusive no Brasil, apontam nesta época registros de paleo níveis próximos ao nível do mar atual ou até mesmo um pouco acima (e.g. Rodriguez et al. 2000; Hanebuth *et al.* 2006; Doğan *et al.* 2012; Pico *et al.* 2017; Cawthra *et al.* 2018). Dillenburg *et al.* (2019) mostraram registros encontrados no sul do Brasil, em níveis entre -23 e -5 m, datados de 47.700 a 36.200 anos AP. Na costa sudeste brasileira, destacam-se os trabalhos de Ireland (1987), Mahiques et al. (2011), Silva et al. (2014), Rossetti *et al.* (2015) e Salvaterra *et al.* (2017), os quais apresentaram registros de paleo níveis entre -20 e -4 m, com idades entre cerca de 48.000 e 35.000 anos AP. Nossos dados contribuem para afirmar que o nível do mar durante o estágio MIS 3 na costa sudeste do Brasil deveria estar mesmo acima do indicado nas curvas globais compiladas por Rabineau *et al.* (2006), não mais alto do que -20 m em relação ao nível do mar atual (Figura 20).

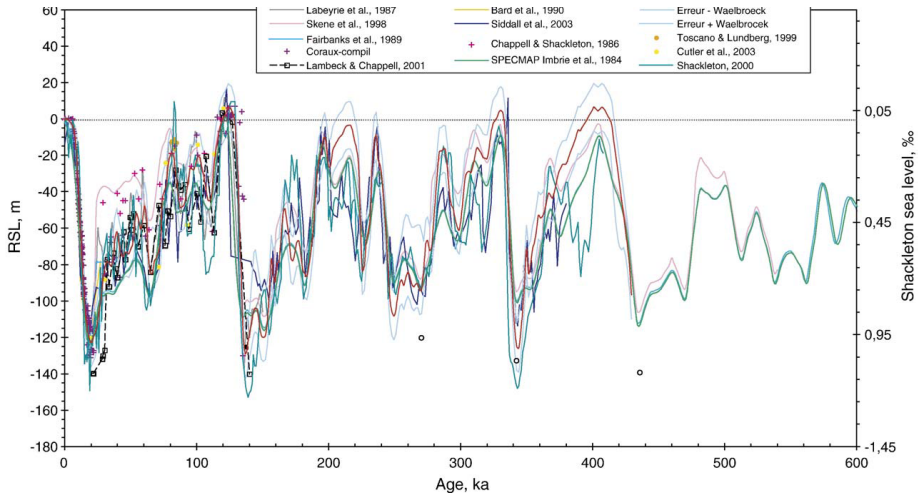


Figura 19. Curvas de variação do nível do mar nos últimos 600 mil anos, elaboradas por diversos pesquisadores e compiladas por Rabineau et al. (2006). No eixo das ordenadas, RSL significa relative sea level (nível relativo do mar). O nível do mar atual é representado por zero. O eixo das abscissas mostra o tempo passado, em milhares de anos. Notar os principais picos das transgressões marinhas, em ciclos de aproximadamente 100 mil anos (há 400 mil anos, 325 mil anos, 220 mil anos e 120 mil anos).

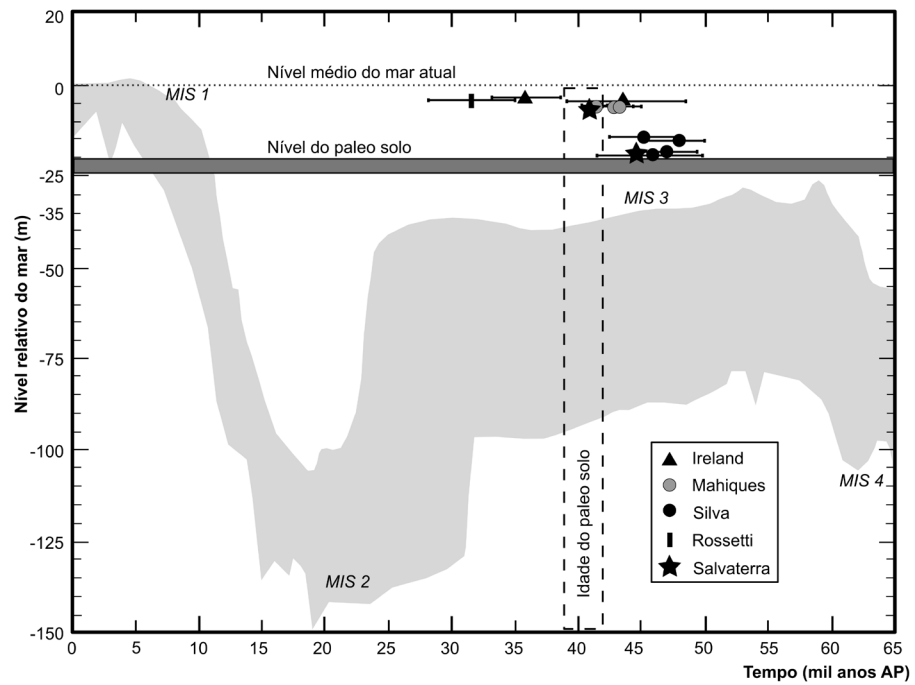


Figura 20. Nível altimétrico e idade do paleo solo remanescente encontrado no fundo marinho, sobrepondo a curva-envelope de variação relativa do nível do mar dos últimos 65 mil anos (em cinza) (modificada de Rabineau et al., 2006) e indicadores do nível do mar durante o estágio MIS 3 no sudeste brasileiro (apresentados por Ireland, 1987; Mahiques et al., 2011; Silva et al., 2014; Rossetti et al., 2015; Salvaterra et al., 2017).

O paleo solo identificado deve ter se formado em uma barreira arenosa estabilizada por vegetação de restinga e pela podzolização. O processo de podzolização depende da presença da água subterrânea (lençol freático). Durante o último período glacial, o nível do mar chegou a cerca de -120m (abaixo do nível atual), há aproximadamente 20.000 anos, rebaixando também o nível do lençol freático. O antigo espodossolo (classe de solo presente nas restingas) permaneceu a pelo menos 85m acima do paleo nível marinho daquela época. Durante a última transgressão (nível do mar em acelerada subida), a linha de costa migrou na direção do continente. Dessa forma, a areia inconsolidada que recobria a camada espódica (horizonte B) foi removida e transportada na direção norte, contribuindo para a acumulação arenosa do banco contíguo na desembocadura da baía. A Figura 21(d) a seguir mostra um análogo atual deste tipo de solo, onde se notam claramente os diferentes horizontes característicos do espodossolo. O horizonte B é composto por areias quartzosas aglutinadas por impregnação de complexos de matéria orgânica humificada e íons de alumínio (podendo conter ferro ou não). Este foi o mesmo tipo de material coletado na superfície do

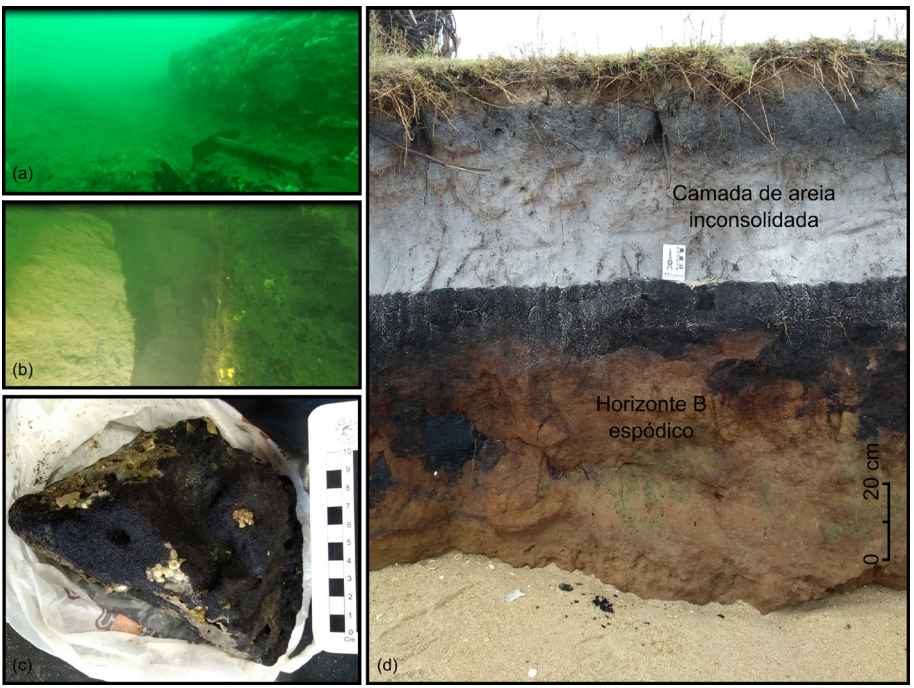


Figura 21. (a) e (b) Fotografias subaquáticas do paleo solo encontrado na plataforma rasa adjacente à Baía de Guanabara. As fotos mostram o depósito semiconsolidado coberto por colônias de organismos bentônicos; (c) Fotografia de uma amostra coletada do paleo solo (escala em cm); (d) Espodossolo atual (Restinga da praia das Tartarugas, em Rio das Ostras) mostrando o horizonte superior inconsolidado (de cor cinza claro) e o horizonte B característico desta classe de solos.

fundo marinho a 22m de profundidade e datado em 41.992 - 38.709 anos AP, como pode ser visto na Figura 21(a), (b) e (c).

7. SITUAÇÃO DO LITORAL HÁ APROXIMADAMENTE 40 MIL ANOS ATRÁS

Uma amostra de solo continental de idade semelhante ao paleo solo submerso (38.490 ±90 anos AP), porém situado em uma posição aproximadamente 20m acima, foi descrita por Barth et al. (2013). Segundo esses autores, a paisagem predominante de campo e floresta pluvial em ambiente úmido proporcionou grande diversidade de plantas e foi dominante nessa época. A análise do sedimento identificou 32 tipos de pólen, permitindo caracterizar quatro tipos principais de vegetação: (i) vegetação de floresta pluvial, (ii) vegetação pioneira de floresta, (iii) brejo herbáceo e (iv) vegetação de campo. A frequência e a concentração de grãos de pólen mostraram que, neste tempo, a área estava coberta por um mosaico de comunidades vegetais e as lagoas costeiras ainda não existiam.

A Figura 22 representa uma reconstituição dessa época. Parte da plataforma continental estava emersa, formando praias e restingas em nível de mar situado aproximadamente 20m abaixo do atual. A maior parte da Baía de Guanabara estava emersa e restringia-se apenas à extremidade sul do canal principal formando um ambiente estuarino lagunar, ocupando as áreas de maior profundidade do canal central. A linha de costa estava no alinhamento das ilhas Pai – Mãe – Tijucas, mostrando a presença de antigos tômbolos (penínsulas), o mais desenvolvido adjacente à ilha do Pai. Essas feições são formadas por interferência das ilhas, que causam difração das ondas e convergência do transporte de areia nas praias adjacentes. No processo, as ilhas podem ser anexadas às praias. Os tômbolos ficaram preservados na plataforma, adjacentes às ilhas do Pai, Cagarras e Tijucas, conforme mostrado na Figura 22. A Figura 23 mostra exemplos mais recentes (3.000 a 2.000 anos atrás) de ilhas anexadas ao litoral atual.

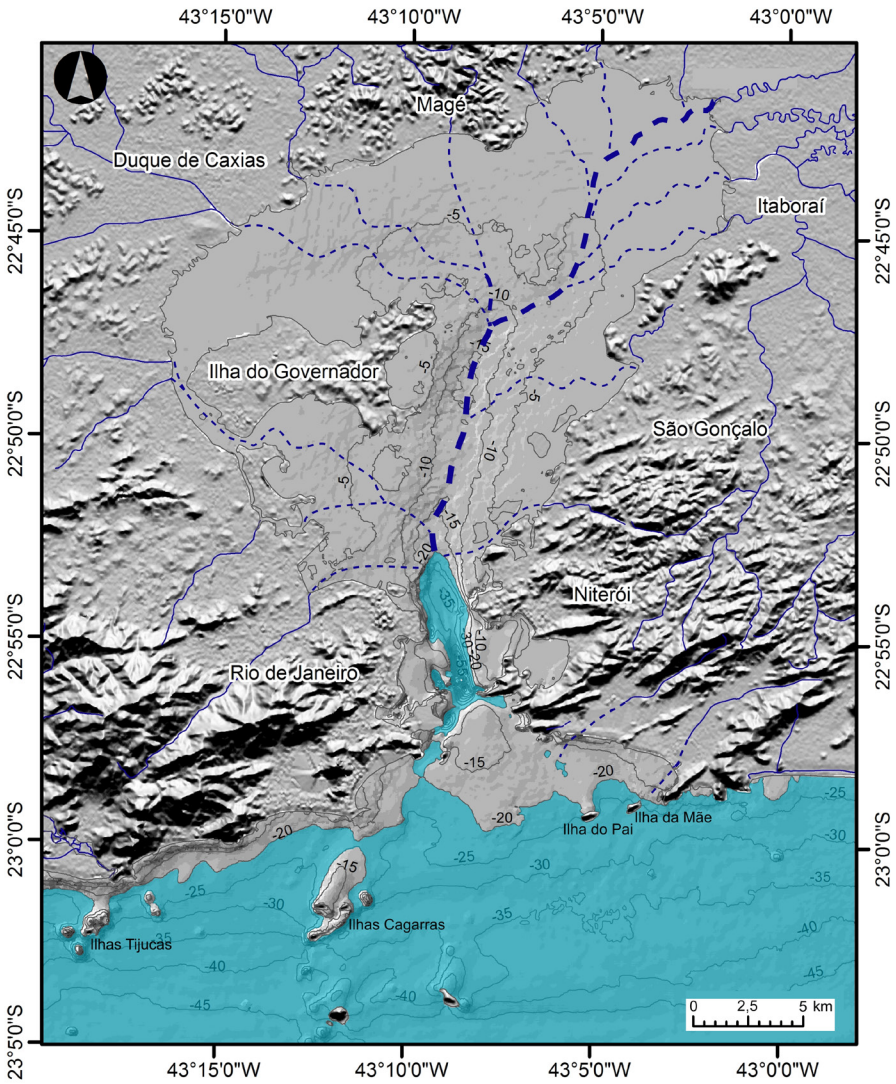


Figura 22. Configuração do litoral há cerca de 40 mil anos. As áreas emersas estão representadas na cor cinza e as áreas marinhas em azul.

Figura 23. Imagens Google Earth mostrando exemplos de tômbolos: (a) pontas do Forte de Copacabana e do Arpoador /praias Copacabana – Ipanema; (b) pontal de Sernambetiba; (c) praia de Maricá (em formação).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amador E (2012) Bacia da Baía de Guanabara: Características Geoambientais, Formação e Ecossistemas. Interciência, Rio de Janeiro. 432p.

Barth OM, Bartholomeu RL, Barros MA (2013) Paleoambiente e palinologia de um nível de sedimento de cerca 40.000 anos A.P. retirado da Lagoa de Itaipu, Estado do Rio de Janeiro. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ 36(2):40–44. https://doi.org/10.11137/2013_2_91_95

Cawthra HC, Jacobs Z, Compton JS et al (2018) Depositional and sealevel history from MIS 6 (Termination II) to MIS 3 on the southern continental shelf of South Africa. Quat Sci Rev 181:156–172. https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2017.12.002

Dillenburg SR, Barboza EG, Rosa MLCC et al (2019) Sedimentary records of Marine Isotopic Stage 3 (MIS 3) in southern Brazil. Geo-Mar Lett. https://doi.org/10.1007/s00367-019-00574-2

Doğan U, Koçyiğit A, Varol B et al (2012) MIS 5a and MIS 3 relatively high sea-level stands on the Hatay–Samandağ Coast, Eastern Mediterranean, Turkey. Quatern Int 262:65–79. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2011.12.020

Hanebuth TJJ, Saito Y, Tanabe S et al (2006) Sea levels during late marine isotope stage 3 (or older?) reported from the Red River delta (northern Vietnam) and adjacent regions. Quatern Int 145:119–134. https://doi.org/10.1016/j.quaint.2005.07.008

Ireland S (1987) The Holocene sedimentary history of the coastal lagoons of Rio de Janeiro state, Brazil. In: Tooley MJ, Shennan I (eds) Sealevel changes. The Institute of British Geographers. Special Publications Series 20: 25-66.

Kjerfve B, Ribeiro CHA, Dias GTM et al (1997) Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Cont Shelf Res 17(13):1609–1643. https://doi.org/10.1016/S0278-4343(97)00028-9

Mahiques MM, Sousa SHM, Burone L et al (2011) Radiocarbon geochronology of the sediments of the São Paulo Bight (southern Brazilian upper margin). An Acad Bras Cienc 83(3):817–834. https://doi.org/10.1590/S0001-37652011005000028

Pico T, Creveling JR, Mitrovica JX (2017) Sea-level records from the U.S. mid-Atlantic constrain Laurentide Ice Sheet extent during Marine Isotope Stage 3. Nat Commun 8:1–6. https://doi.org/10.1038/ncomms15612

Rabineau M, Berné S, Olivet JL et al (2006) Paleo sea levels reconsidered from direct observation of paleoshoreline position during Glacial Maxima (for the last 500,000 yr). Earth Planet Sci Lett 252:119–137. https://doi.org/10.1016/j.epsl.2006.09.033

Rodriguez AB, Anderson JB, Banfield LA et al (2000) Identification of a –15 m Wisconsin shoreline on the Texas inner continental shelf. Palaeogeogr Palaeoclimatol Palaeoecol 158(1-2):25–43. https://doi.org/10.1016/S0031-0182(00)00027-4

Rossetti DF, Polizel SP, Cohen MCL et al (2015) Late Pleistocene–Holocene evolution of the Doce River delta, southeastern Brazil: implications for the understanding of wave-influenced deltas. Mar Geol 367:171–190. https://doi.org/10.1016/j.margeo.2015.05.012

Salvaterra AS, Santos RF, Salaroli AB et al (2017) Evidence of a Marine Isotope Stage 3 transgression at the Baixada Santista, south-eastern Brazilian coast. Braz J Geol 47(4):693–702. https://doi.org/10.1590/2317-4889201720170057

Silva ALC, Silva MAM, Gambôa LAP et al (2014) Sedimentary architecture and depositional evolution of the Quaternary coastal plain of Maricá, Rio de Janeiro. Brazil Braz J Geol 44(2):191–206. https://doi.org/10.5327/Z2317-4889201400020002

Silva RCO, Dias GTM (2019) Submerged Pleistocene spodic horizon remnant exposed on the inner continental shelf off Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil). Geo-Mar Lett. https://doi.org/10.1007/s00367-019-00622-x

Silva RCO (2021) Evolução geológica da plataforma continental interna adjacente à Baía de Guanabara (RJ), a partir do Pleistoceno Superior. Tese (Doutorado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra) - Universidade Federal Fluminense, Niterói. 142 f.

A GEOMORFOLOGIA DO ENTORNO DA BAÍA DE GUANABARA

Telma Mendes da Silva

1. INTRODUZINDO AO TEMA

A Baía da Guanabara corresponde a um acidente geográfico cuja a beleza cênica de sua paisagem é destaque tanto a nível nacional como internacional. Além disso, a área tem e teve papel importante na economia brasileira, pois suas águas servem ao transporte, a indústria, a recreação e turismo (FRIES et al., 2019). Sua história geológico-geomorfológica está intrinsicamente ligada a área continental que a envolve, ou seja, à própria evolução ao longo do tempo geológico de sua bacia hidrográfica, esta que perfaz uma área total de aproximadamente 4.200 km (PINHEIRO, 2005) e abrange, parcialmente ou totalmente, os municípios do Rio de Janeiro, Nova Iguaçu, Belford Roxo, Duque de Caxias, Magé, Petrópolis, Itaboraí, São Gonçalo, Niterói, Rio Bonito, Teresópolis e Cachoeiras de Macacu (Figura 1), abarcando uma concentração urbana de quase 20 milhões de habitantes (Censo IBGE/2010).

Este importante monumento físico-natural localiza-se no segmento central da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ) e teve um significativo destaque em todo processo de ocupação, crescimento e desenvolvimento econômico-social desde os tempos mais remotos do descobrimento do Brasil. Seu valor remonta, portanto, tempos que antecedem à colonização, quando a disponibilidadede de recursos naturais fez com que seus primeiros habitantes tivessem farta quantidade de alimentos disponíveis, graças à riqueza de seus distintos ecossistemas (águas da baía, rios, mangues e florestas) e da disponibilidade de extensas terras cultiváveis. Aqui nos referimos à população indígena, que já ocupava a área quando da chegada dos colonizadores. Após seu estabelecimento, a partir de 1565, deram início à extração incessante dos recursos naturais e à criação do núcleo urbano que buscava, sobretudo, manter a segurança da colônia portuguesa. Nesta época, dá-se as primeiras intervenções humanas que levaram à diminuição acentuada dos recursos marinhos, à extração indiscriminada da cobertura vegetal,

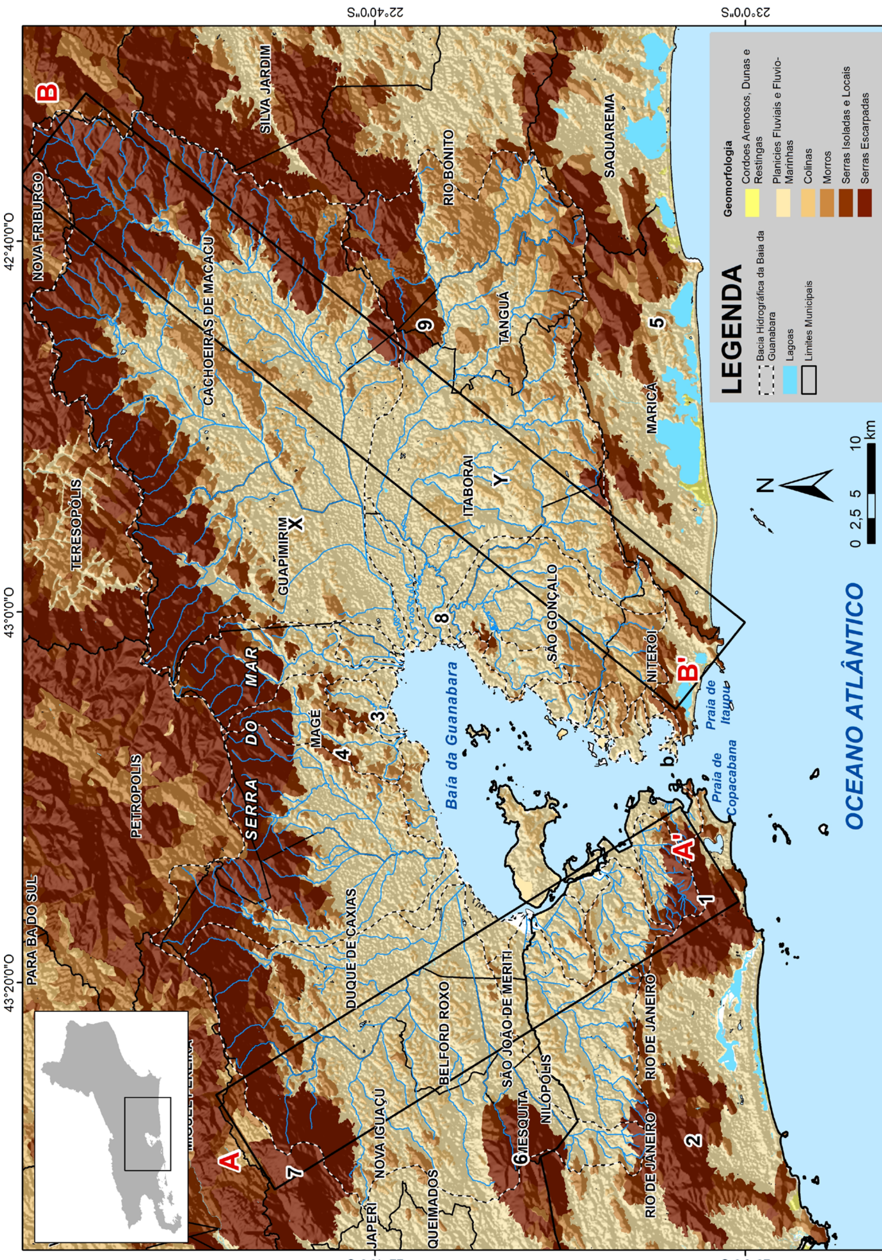


Figura 1 - Mapa de feições morfológicos da bacia hidrográfica de Guanabara (Modificado de SILVA 2002). Maciços Costeiros: 1- Tijuca; 2- Pedra Branca; 3 – Serra da Palha;4 - Suruí; 5 - Região dos Lagos. Maciços Alcalinos: 6- Mendanha; 7- Tinguá; 8- Itaúna; 9- Tanguá-Rio Bonito; X e Y - localização aproximada das bacias de Macacu e Itaboraí. Fortes que marcam a entrada da Baía de Guanabara: a – Forte de São João; b – Forte de Santa Cruz. Áreas correspondentes aos perfis de relevo A-A' e B-B' realizados.

mas especificamente do valioso Pau-Brasil, e ainda à caça de animais encontrados nas terras do entorno da Baía de Guanabara (SILVA et al., 2014).

Deste modo, ao longo de todo o período que o Rio de Janeiro foi sede da capital do país (de 1763, após a transferência de Salvador, a 1960), a cidade foi a mais populosa do Brasil (ABREU, 2006) e assumiu papel fundamental no desenvolvimento local e até mesmo da própria nação brasileira. No entanto, em tempos atuais as águas translúcidas e o ambiente paradisíaco deixaram o cenário para virar história. A Baía de Guanabara é como um ralo por onde escoam as águas das chuvas depois de lavarem os terrenos de uma área dez vezes maior do que sua própria lâmina d'água. Além disso, residem cerca de dez milhões de pessoas, distribuídas em condomínios de luxo e assentamentos populares de baixa renda, em que se tem um péssimo programa de coleta e tratamento de esgoto e lixo. Esses dejetos inadequadamente tratados desaguam nas águas da baía, que espelha atualmente as mazelas do seu entorno (HEES, 2013).

Após estes parágrafos iniciais, referentes às características da área e seu significado histórico, buscamos destacar a importância da conformação do relevo da bacia hidrográfica da Baía da Guanabara, apontando sua relação com a história tectono-estrutural. Com isso, apresentamos uma radiografia dos contrastes morfológicos existentes, que estão diretamente vinculados a dinâmicas distintas dos sistemas de drenagem e de onde provém diferenciados volumes de água, sedimentos e resíduos para a Baía da Guanabara.

A delimitação do recorte espacial da Bacia Hidrográfica da Guanabara (BHG), que se estende na orientação leste-oeste, é marcada ao norte pela Serra do Mar, e ao sul pelos maciços litorâneos e oceano. Esse trecho da RMRJ tem uma fisiografia caracterizada por um relevo bastante contrastante (Figura 1). A primeira ilustração refere-se ao mapeamento geomorfológico realizado por Silva (2002) com base na técnica de compartimentação do relevo realizada a partir da base topográfica do IBGE em escala de 1:50.000, e no qual pode-se observar a distribuição espacial de feições morfológicas mais suaves, como colinas e morros, e áreas íngremes, referentes às feições serranas escarpadas e de diferentes graus de reafeiçoamento/retrabalhamento (serras reafeiçoadas e feições de transição entre morfologias distintas). Todas estas feições morfológicas encontram-se em contato abrupto com áreas horizontais e sub-horizontais de planícies fluviais e flúvio-marinhas que circundam as águas da Guanabara e onde, historicamente, ocorreu a ocupação e expansão das atividades humanas. Pela figura 2 pode-se visualizar trechos do Maciço da Tijuca (um dos maciços costeiros que a circunda), assim como prolongamentos deste maciço que ao adentrar por suas águas formam costões

Figura 2 - Fotografia panorâmica de um trecho da Baía de Guanabara com visão das feições serranas escarpadas e reafeiçoadas/retrabalhadas correspondentes aos Maciços Costeiros (Maciços da Tijuca– 1- Morro do Pão de Açúcar; 2- Morro do Corcovado; 3- Morro do Sumaré; 4- Pedra da Gávea; 5- Morro Dois Irmãos; 6- Morro do Cantagalo; 7- Morro do Leme; 8- Morro do Urubu; 9- Morro da Babilônia; 10- Morro dos Cabritos; Maciços de Niterói – 11 – Morro do Pico) visualizados a partir do Parque da Cidade (município de Niterói, RJ) (Foto: Higor de Pádua, 2016).

rochosos, interrompidos por fraturas e diáclases, que foram continuamente retrabalhados pela ação das ondas e que fornecem um aspecto ímpar à cidade (FERNANDES et al., 2010). Tais feições, em conjunto com ilhas lajedos, ofereceram durante o período colonial uma eficiente frente de defesa natural para esquadras que se abrigavam de tempestades e inimigos no interior da baía, por isso foram instalados fortes militares (PINHEIRO, 2005) como, p. ex., os fortes de São João e de Santa Cruz que estão apontados na figura 1 e localizados bem na entrada da Baía de Guanabara. Ainda na imagem destacada na figura 2, nota-se terrenos de declividades mais suaves e alguns trechos das encostas intensamente urbanizados ao longo da história de ocupação da área mais central da RMRJ.

É importante ressaltar que este relevo contrastante é resultado de processos de intensa morfogênese (intemperismo e desgaste erosivo) ocorridos ao longo dos tempos geológico e histórico. O papel das chuvas intensas, distribuídas principalmente ao longo do verão, mas que podem se prolongar por meses que antecedem a estação até os meses de Abril e Maio, foram marcantes no desencadeamento de mecanismos evolutivos da paisagem. A estes episódios de chuvas intensas estão vin-

culados inúmeros locais em que são históricos os eventos de extravasamento dos canais fluviais, com ocorrência e (re)ocorrência de inundações em diversos trechos das planícies das sub-bacias de drenagem que a integram. Resultantes da produção de fluxos d'água concentrados e derivados das áreas serranas elevadas e que drenam em direção às terras baixas das sub-bacias. Estes canais fluviais encontram-se ainda, em sua maioria, assoreados pelo mau uso e ocupação intensiva dos solos. Soma-se a estes eventos ocorridos em áreas de planícies, o desencadeamento de movimentos gravitacionais de massa em setores de relevo elevadosde diversas sub-bacias e que, também, produzem uma quantidade acentuada de detritos que são transportados para os setores rebaixados destas sub-bacias.

Deste modo, o objetivo central neste capítulo é realizar uma explanação sobre a organização morfológica existente na BHG, de modo a permitir ao leitor o reconhecimento de características distintas no comportamento dos fluxos d'água e da dinâmica morfológica predominante nas sub-bacias que a integram. Subsidiando uma leitura dada pelo relevo sobre a contribuição de água e sedimentos que convergem para a Baía da Guanabara.

2. UMA PAISAGEM PECULIAR E DE BELEZA EXTRAORDINÁRIA

A costa sudeste do Brasil é marcada pelas proeminentes montanhas da Serra do mar, paralela à costa. Foi erguida durante o terciário na época de formação na margem da plataforma continental adjacente da bacia de Santos, e consiste de semi-grábens que definem blocos de escarpas sucessivas em direção ao interior (KJERFVE et al., 1997). A baía da bacia de Guanabara, localizada em uma dessas depressões, é considerada como sendo uma feição morfológica de vale de rios afogados (PRITCHARD, 1967), ou seja, um estuário dominado por marés, com rios de pequena profundidade e de declividade suave do leito que aí desembocam, e emoldurado por afloramentos rochosos de idade pré-cambriana abundantes por toda área emersa de sua margem, exemplificados pelo Morro do Pão de Açúcar, Cara de Cão, dentre outros. No entanto, a baía possui uma geometria que denuncia uma origem ainda mais complexa do que simplesmente afogamentos de rios. Esta fisiografia evoluiu durante o tempo geológico, tendo a rede de drenagem como principal elemento de escultação da paisagem; e que era constituída por duas sub-bacias separadas por um alto estrutural (ou topográfico) correspondente à serra da Palha, localizada no município de Magé (ZEE, 2000) – Figura 1.

Ao observar a figura 1 pode-se notar o prolongamento de orientação ENE-WSW das feições serranas ao norte e ao sul da ilustração. Estas elevações correspondem a litologia de embasamento cristalino que foi intrudido por um enxame de diques básicos toleíticos (rocha basáltica de enorme distribuição terrestre derivada de magma super saturado em sílica e constituído essencialmente de plagioclásio cálcico e de piroxênio subcálcico (augita e pigeonita) e, portanto, refletindo uma litologia resistente amecanismos de alteração química) e que precederam a quebra do Gondwana e a abertura do Oceano Atlântico Sul entre 145 a 100 Ma (Cretáceo Inferior). Já durante o Paleógeno (66 a 23 Ma), um regime distensivo da crosta terrestre desenvolveu importante falhamento em blocos, associado a magmatismo alcalino, e que originou a feição tectono-estrutural conhecida como Gráben da Guanabara. Este segmento rebaixado tectonicamente foi então, em sua parte mais profunda, 'invadido' pelas águas oceânicas formando a lâmina d'água da Baía de Guanabara. Os terrenos emersos que a bordejam foram sendo parcialmente preenchidos por depósitos sedimentares formando as feições suaves horizontais a sub-horizontais de duas bacias do tipo rifte (bacias de São José de Itaboraí e do Macacu) (FERRARI, 2012) (Figura 1).

A bacia de São José de Itaboraí é uma pequena bacia sedimentar de aproximadamente 1,5 km de comprimento por 500m de largura e é limitada por uma falha de borda de direção ENE. Ela foi preenchida por uma sequência de aproximadamente 150m de sedimentos predominantemente carbonáticos, de idade paleocênica, que atinge uma dezena de metros abaixo do nível atual do mar (RUELLAN, 1944; RICCOMINI et al., 2004). Enquanto, na bacia sedimentar do Macacu encontram uma sequência sedimentar continental composta por uma sucessão de lentes irregulares e camadas pouco espessas de arenitos e argilitos intercalados, de origem fluvial e lacustre, pouco consolidadas e afossilíferas, de idade eocênica a oligocênica (56 Ma a 23 Ma), denominada Formação Macacu (RICCOMINI et al., 2004).

Neste segmento rebaixado, são encontrados ainda depósitos sedimentares quaternários (2.58 Ma ao atual) configurando extensas feições morfológicas de planícies fluviais e flúvio-marinhas que marcam significativamente o relevo do entorno da Baía da Guanabara (Figura 1), e que estão situadas um pouco acima do nível do mar. Os depósitos quaternários registrados na bacia se alternam entre fluviais, coluviais e flúvio-marinhos, definindo a feição conhecida coloquialmente como Baixadas, que se prolongam pelos baixos cursos fluviais das sub-bacias de drenagem contribuintes para à Baía de Guanabara e perfazem uma área total de 47,6% do relevo da BHG.

Os depósitos aluviais que preencheram os alvéolos dos principais sistemas fluviais da bacia da Guanabara geraram uma topografia bastante regular, sendo a altitude vinculada ao nível de encaixamento fluvial ocorrido. Já os depósitos de colúvios (materiais provenientes pelo transporte efetuado por processos de encosta) são encontrados recobrindo o embasamento cristalino alterado, presentes em feições de colinas, morros e sopés das escarpas, além das feições morfológicas de tabuleiros referentes à Formação Macacu (AMADOR, 2012) e mapeados por Dantas et al. (2018) na carta de padrões de relevo (Figura 3). Já os sedimentos flúvio-marinhos constituem depósitos interdigitados de sedimentos de origem fluvial e marinho regressivos holocênicos[1], originando o ambiente de planície de maré e de progradação do litoral, em regime estuarino, servindo como substrato para o desenvolvimento do ecossistema de manguezais, brejos, charcos e lagoas. Entretanto, uma transgressão marinha que ocorreu há aproximadamente 5000 anos BP, o nível relativo do mar atingiu ± 4 m acima do nível atual, e a área da baía media por volta de 800 km^2, ou seja, mais que o dobro da extensão atual. E, deste modo, feições de paleopraias e terraços marinhos, de aproximadamente ±4 m de altura, são comuns ao redor da baía (AMADOR, 1974; AMADOR e PONZI, 1974).

> A ocupação destes terrenos mais rebaixados do entorno da BHG foram duramente conquistados, pois possuíam uma natureza desfavorável ao assentamento urbano, e somente através de um processo de drenagem dos brejos e mangues e inúmeros aterros sobre lagoas, mangues, áreas alagadiças e baixios ribeirinhos foi possível iniciar o processo de ocupação (ABREU, 2006; SERRA e SERRA, 2012).

A obra de Dantas et al. (2018) foi produzida recentemente pelo CPRM – Serviço Geológico do Brasil e pelo IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, iniciando o mapeamento sistemático de padrões de relevo a nível municipal e que consiste em um produto para subsidiar o Programa *Cartas Municipais de Suscetibilidade a Movimentos de Massa, Enxurradas e Inundações* (em escala de semidetalhe 1:25.000). Esta produção de detalhe em cartografia geomorfológica teve como base mapas topográficos digitais na escala 1:25.000 (IBGE, 2013), ortofotos na escala 1:30.000 (Dados do Projeto Rio de Janeiro – IBGE, 2010) e relevo sombreado extraído do MDE proveniente do Projeto TOPODATA (INPE, 2011). Através dos mapeamentos já publicados para alguns municípios da BHG é possível observar o nível de detalhamento dos chamados 'pa-

1 Holoceno - Época geológica mais recente que faz parte do Período Neogeno e se estende de 11.500 anos até hoje. Fonte: http://sigep.cprm.gov.br/glossario/verbete/holoceno.htm

drões de relevo' e, como exemplo, será aqui destacada as feições de relevo identificadas na carta do município de Duque de Caxias (DANTAS e RENK, 2018).

Ressalta-se na figura 3 a carta do município de Duque de Caxias, na qual se pode observar pela escala de realização do mapeamento: feições deposicionais quaternárias (R1a – planícies de inundação; R1b4 – baixadas alúvio-coluvionares; R1c1 – rampas de alúvio-colúvio; R1c2 – rampas de coúvio/depósito de tálus; R1d1 – planícies fluviomarinhas (mangues); R1d2 – planícies fluviomarinhas (brejos), depósitos tecnogênicos, tais como R1h1 (aterros sobre corpos d'água) e R1h2 (aterros sanitários), além dos polígonos referentes à áreas alagadas/úmida. Estas informações são relevantes, pois apontam terrenos mais suscetíveis a processos erosivos (afinal, constituem locais com depósitos inconsolidados quaternários), bem como aqueles em que alagamentos são mais prováveis quando da ocorrências de chuvas torrenciais.

Dispersos ao longo destas áreas rebaixadas, encontra-se elevações suaves e de topos convexos, representados na figura 1 pelas feições de colinas suaves (totalizando 11,14%) e morros (10,89%) que chegam a atingir altitudes de 200m (Figura 4A) e a colinas, morros baixos, morros altos, cristas isoladas e serras baixas, domínio serrano, escarpas de borda de planalto e inselbergs e outros relevos residuais na carta de Dantas e Renk (2018) – Figura 3. Ressalta-se que, a medida que se aproxima dos contrafortes da serra do Mar, as feições de colinas e morros se tornam mais presentes, formando um setor de transição entre morfologia suave à escarpada das áreas elevadas correspondentes à serra (Figura 4B; Figura 5A e 5B).

Neste trecho de transição de feições morfológicas, os vales fluviais são mais estreitos, com rios que cortam muitas vezes o próprio embasamento rochoso e possuem ausência ou descontínuas planícies fluviais ao longo do médio e alto cursos das sub-bacias de drenagem. Já as altitudes das magníficas feições serranas chegam atingir 2.316m (referente ao Pico Maior de Friburgo que corresponde ao ponto culminante da Serra do Mar e está localizado no Parque Estadual dos Três Picos), sendo retrabalhadas por uma rede de drenagem bastante hierarquizada, ou seja, drenagens compostas por um número elevado de canais fluviais de nascentes confluindo para o canal coletor. Os rios coletores, por sua vez, descem torrencialmente por linhas de fraqueza do terreno, seguindo a rede de fraturas e diáclases. Levando a formação de sulcos e de encaixamentos fluviais nas escarpas rochosas, com elaboração de vales fluviais que podem ser visualizados pelas feições de divisores de drenagem com topos alongados, marcando lineamentos do relevo orientados para NNE-SSW (Figura 1) e picos pontiagudos que estão bem representados nas fotografias da figura 4B.

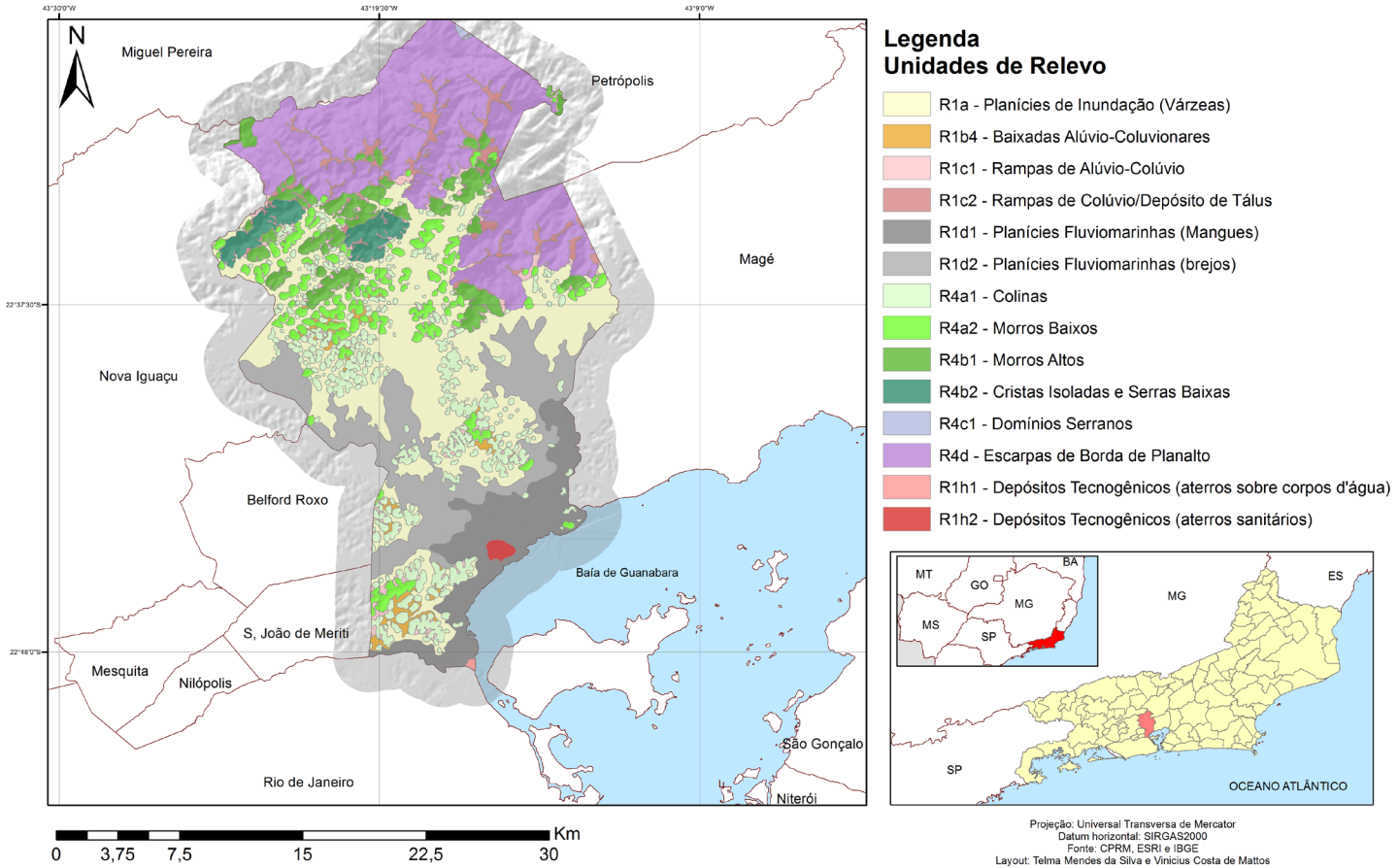


Figura 3 – Carta de padrões de relevo do município de Duque de Caxias. Modificado de: DANTAS e RENK (2018).

Ainda como feições que se destacam no entorno da Baía de Guanabara, tem-se os Maciços Costeiros que correspondem a elevações isoladas, paralelas à linha de costa, com altitudes que variam entre 500 a 1000m (Figuras 1, 2 e 5).

No segmento a leste da baía, estão situadas as serras da Tiririca, com elevações entre 200 e 410m, e do Sambé, com altitude máxima de 610m (Figura 1 e 5). No segmento a oeste, encontram-se os maciços de dimensões e formas mais imponentes conhecidos como: Gericinó-Mendanha (974m), Pedra Branca (1024m) e Tijuca (1021m), estes últimos mais próximos à costa. Algumas destas elevações estão associadas ao magmatismo alcalino, datado entre 70 e 50 Ma, que teve caráter raso. São registrados corpos sub-vulcânicos e intrusivos que se destacam como elevações na paisagem correspondentes aos maciços do Mendanha, Tinguá, Itaúna e Tanguá-Rio Bonito (Figura 1); no entanto, uma relação mais direta entre litologia e áreas elevadas não são tão bem marcadas como pode ser observado pelas imagens que compõem a figura 5. A área total destas feições serranas perfazem um total de 30,41% da BHG.

Em relação a vazão que estes córregos e canais fluviais drenam para a Baía da Guanabara, tem-se um valor aproximado de 10,0 milhões de m3 diários (OLIVEIRA, 2016). Estes sistemas de drenagem são relativamente jovens, considerando que foram se reorganizando durante as fases de soerguimento e formação da Serra do Mar e dos maciços litorâneos. Deste modo, antes mesmo de quaisquer intervenção antropogênica ocorrida ao longo dos séculos XIX e XX, a hidrografia da bacia da Guanabara já havia sofrido mudanças em sua conformação, declividade, regime de fluxo e carga transportada pelos cursos fluviais. Resultado tanto das oscilações climáticas ocorridas durante os últimos milhares de anos (Período Quaternário) quanto de variações do nível do mar que marcaram à formação das terras baixas (planícies fluviais a flúvio-marinhas da cercania da baía).

3. A CONFORMAÇÃO DAS SUB-BACIAS DE DRENAGEM NA CARACTERIZAÇÃO E DINÂMICA DOS MECANISMOS EVOLUTIVOS

Os inúmeros rios que esculpem a vertente oceânica da Serra dos Órgãos e as feições mais rebaixadas dos maciços costeiros descarregam, em média, 200 mil litros de água por segundo (200 m^3/s) (OLIVEIRA, 2016) nas águas da Baía da Guanabara. No entanto, é importante ressaltar que a vazão estimada de água doce para a baía varia substancialmente entre diferentes fontes na literatura como será destacado mais adiante.

Em termos areais, as sub-bacias que ocupam maior percentual da BHG são as dos rios Guapi-Macacu, Caceribu e Iguaçu/Sarapuí, que formam meandros e deltas estuarinos marcados pela presença de extensos manguezais. Em seguida, estão as sub-bacias Estrela/Inhomirim/Saracuruna, Guaxindiba/Alcântara, Acari/Pavuna/Meriti, Roncador, Suruí, Canal do Cunha, Irajá, Canal do Mangue, Imboassú, Bomba, Iriri e Canal de Magé – Tabela 1 e Figura 6A.

Os afluentes destas sub-bacias nascem nas escarpas serranas e em segmentos elevados dos maciços costeiros onde ainda há presença da Mata Atlântica. Esta presença de remanescentes de Mata está localizada em Unidades de Conservação de âmbito

Figura 4: A - Planícies flúvio-marinhas do médio-baixo curso da bacia rio Guapi-Macacu em contraste com elevações de altitudes distintas que se aglomeram à medida que se aproximam das escarpas da Serra do Mar (localmente denominada de Serra dos Órgãos) em plano de fundo (Foto:Marcelo Estaky, 2010). B – Visão panorâmica do relevo a partir da Ilha de Paquetá tomado em direção norte visualizando a Serra dos Órgãos. Observa-se na imagem aumento contínuo das elevações em direção à escarpa serrana (Foto: Luiz Bhering, 2018).

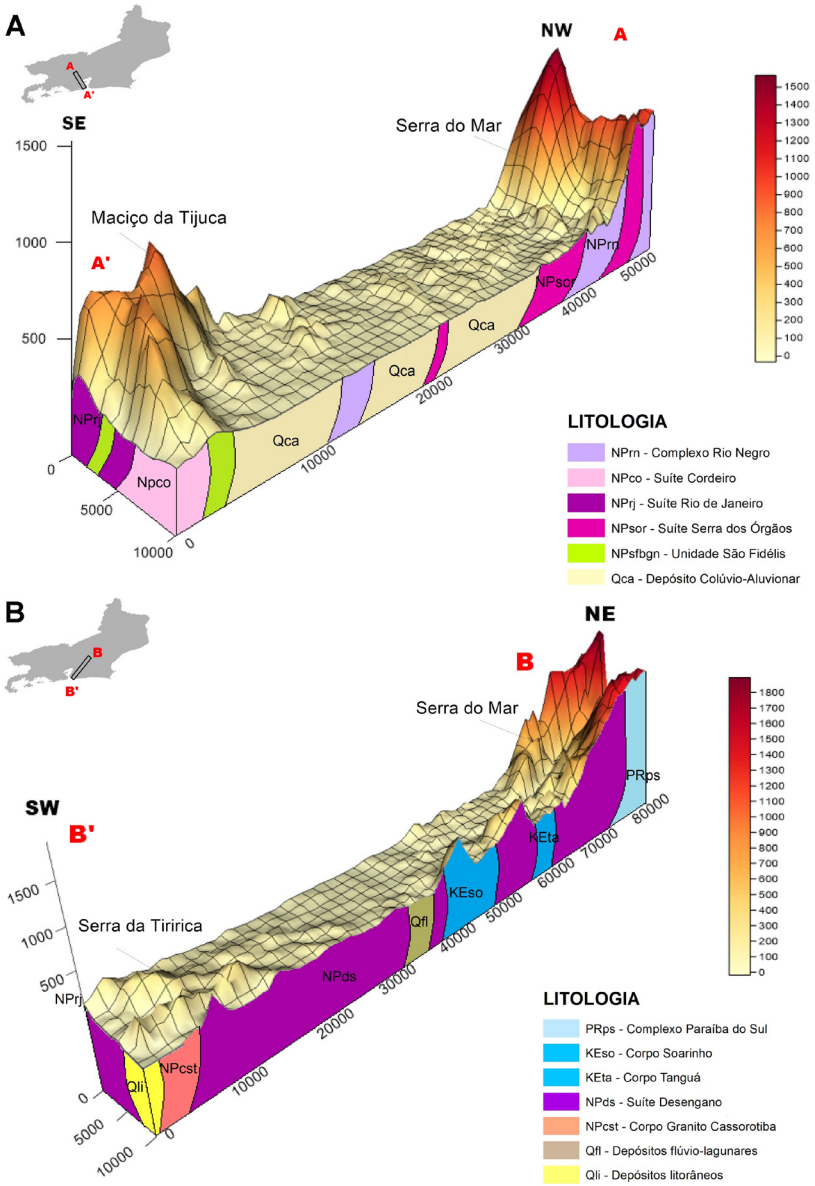


Figura 5: Perfis de relevo com representação das unidades litológicas extraídas dos mapas geológicos produzidos pelo CPRM (2004; 2012). A - Perfil realizado na porção oeste da BHG desde a Serra do Mar ao Maciço da Tijuca; B - Perfil realizado na porção leste da BHG desde a Serra do Mar a Serra da Tiririca. Feições morfológicas classificadas como morros de menores dimensões areais e isolados estão dispersos pela RMRJ e tem papel significativo como atrativo turístico. Temos como exemplo os morros do Leme, Urubu, Babilônia, Cara de Cão, Viúva, Outeiro da Glória, Pão de Açúcar, entre outros, que marcam significativamente a paisagem do entorno das águas da Baía de Guanabara e contribuem para o encantamento cênico da cidade (Figura 2).

federal (Estação Ecológica (EE) da Guanabara, Área de Proteção Ambiental (APA) de Guapi-Mirim, APA de Petrópolis, Reserva Biológica Federal do Tinguá, e o Parque Nacional da Serra dos Órgãos) e estadual (Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio Macacu, APA do Alto Iguaçú, APA de Gericinó-Mendanha e o Parque Estadual de Três Picos) e possui inúmeros canais de nascentes aí localizados que contribuem de forma positiva para manutenção da rede de drenagem destas bacias. Os rios que descem pelas encostas íngremes serranas vão adquirindo energia ao longo de seu percurso. Quando eles atingem as áreas rebaixadas da BHG, referentes à morfologia suave das baixadas, a energia se dissipa espalhando os fluxos d'água e, assim, aumentando a largura de seus leitos e definindo uma inexpressiva capacidade de transporte. Formam-se, portanto, terrenos pantanosos e trechos com canais meândricos de curvas amplas e que seguem até atingirem as águas da baía, criando estuários sujeitos à intensa ação de marés e presença de manguezais (OLIVEIRA, 2016; PINHEIRO, 2005).

Em função destas características, nos segmentos de baixo curso das sub-bacias ocorrem enchentes constantes, principalmente no setor oeste da BHG. Este fato reflete também a condição destas sub-bacias muito mais urbanizadas, rios foram canalizados e retilinearizados e os terrenos originais foram recobertos por edificações e arruamentos, agravando sensivelmente os fatores que contribuem para eventos de cheias e inundações. Em contrapartida, rios que fluem no setor à nordeste e leste da BHG possuem nos baixos cursos das sub-bacias terrenos areno-argilosos de idade quaternária ainda relativamente preservados, sem significativas ocupações urbanas e inclusive com presença de manguezais em suas desembocaduras, fatores que influenciam positivamente na qualidade ambiental da área (OLIVEIRA, 2016).

> Apresentando elevado grau de complexidade, tanto no que se refere às questões socioeconômicas e ambientais quanto à situação da potencialidade e utilização dos recursos hídricos, a BHG se caracteriza pela insuficiência de recursos hídricos em termos de quantidade e qualidade no setor oeste e, assim, torna-se dependente de recursos externos à bacia para o atendimento das demandas locais (OLIVEIRA, 2016). Por outro lado, o setor a leste possui maior abundância hídrica mas, no entanto, tem visto esta disponibilidade comprometida no que diz respeito ao abastecimento das populações locais pelo elevado crescimento demográfico apresentado nas últimas décadas, bem como já surge preocupações em relação ao compromisso de atendimento às futuras demandas. (LIMA, 2009)

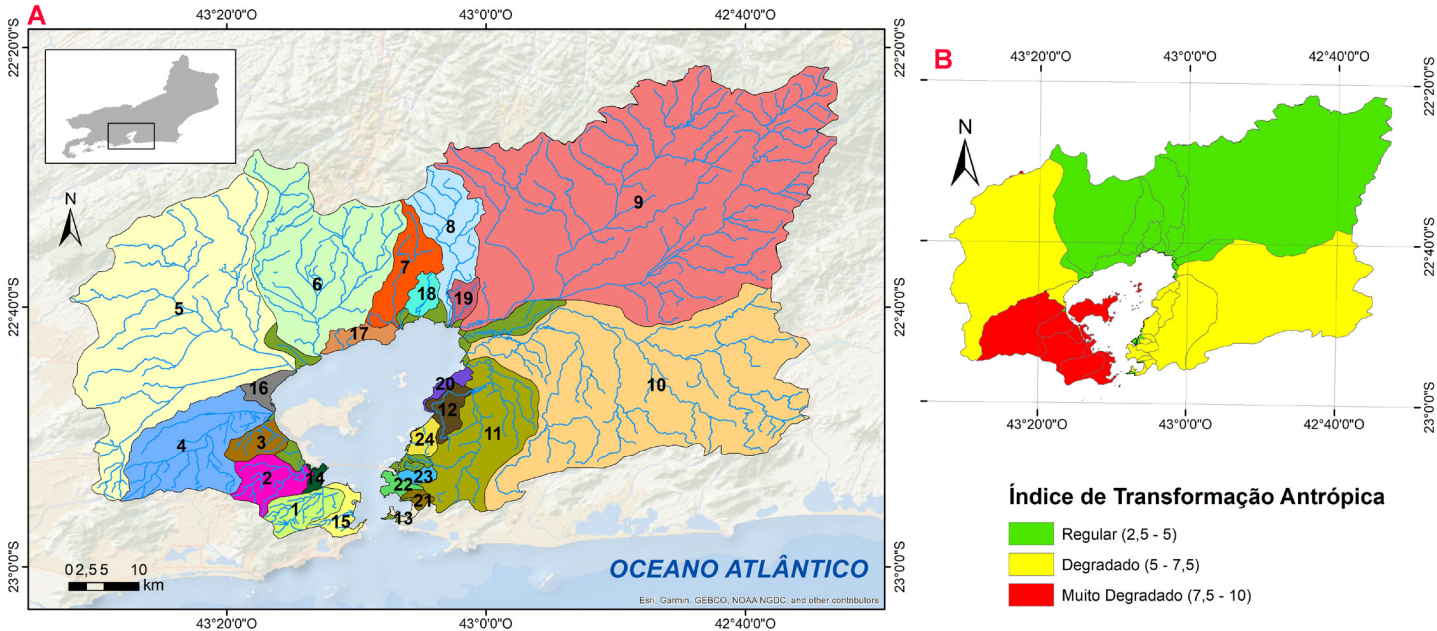


Figura 6 – A - MDE com delimitação das sub-bacias da Bacia Hidrográfica da Guanabara (1 – Canal do Mangue; 2 – Canal do Cunha; 3 – Irajá/Ramos; 4 – Acari/ Pavuna/Meriti; 5 – Iguaçu/Sarapuí; 6 – Estrela/ Inhomirim/Saracuruna; 7 – Suruí; 8 – Roncador; 9 – Guapi-Macacu; 10 – Caceribu; 11 – Guaxindiba/Alcântara; 12 – Imboassú; 13 – São Francisco/Jurujuba/Charitas; 14 – São Cristovão; 15 – Botafogo; 16 – Cabo do Brito; 17 – Mauã; 18 – Iriri; 19 – Canal de Magé; 20 – Itaoca; 21 – Canal Canto do Rio; 22 – Catedrar – Icaraí/Ingá/Boa Viagem; 23 – Norte-Centro; 24 – Bomba; A – Ilha do Governador; B – Ilha do Fundão; C – Ilha de Paquetá; D – Ilha do Engenho; E – Ilha de Santa Cruz); B–Mapa simplificado de Carga antrópica das sub-bacias da BHG (Modificado de: CRUZ et al., 1998).

Tabela 1- Dados de área e municípios pertencentes das sub-bacias e ilhas que compõem a Bacia Hidrográfica da Baía da Guanabara e dados dos fluxos d'água constantes do Modelo de Escoamento.

			Fluxos Constantes	
	Área (km^2)	Municípios Pertencentes	Fluxo base (m^3/s)	Fluxos residuais (m^3/s)
Sub-bacias				
Rio Guapi-Macacu	1.262,03	Guapimirim, Itaboraí e Cachoeiras de Macacu	13,29	-
Rio Caceribu	811,34	Tanguá, Rio Bonito, Itaboraí, Guapimirim e São Gonçalo	0,57	-
Rio Iguaçu-Sarapuí	716,72	Belford Roxo, Mesquita, Rio de Janeiro, Nilópolis, São João de Meriti, Nova Iguaçu e Duque de Caxias	9,41	6,48
Rios Estrela-Inhomirim-Saracuruna	348,88	Duque de Caxias, Magé e Petropólis	2,25	-
Rio Alcântara	173,07	Niterói, São Gonçalo e Itaboraí	0,87	2,06
Rio São João de Meriti	154,26	Rio de Janeiro; S.J.Meriti e Duque de Caxias	0,01	4,85
Rio Roncador	115,19	Magé e Guapimirim	0,78	-
Rio Suruí	84,44	Magé	0,59	-
Canal do Cunha	70,23	Rio de Janeiro	0,02	3,12
Rio Irajá	50,95	Rio de Janeiro	0,05	2,37
Canal do Mangue	37,95	Rio de Janeiro	0,01	1,53
Rio Imboassu	29,43	São Gonçalo	0,15	0,55
Rio Bomba	26,78	São Gonçalo e Niterói	0,13	0,84
Baía – Enseada deBotafogo	21,68	Rio de Janeiro	0,01	-
Baía – Cabo do Brito	19,72	Duque de Caxias	0,05	-
Rio Iriri	19,63	Magé	0,18	-
Baía – Mauá	17,92	Magé	0,17	-
Canal de Magé	17,08	Magé e Guapimirim	0,17	-
Baía –Canal de S. Francisco	9,46	Niterói	0,05	0,11
Baía – Canal do Fonseca e Centro de Niterói	9,26	Niterói	0,05	0,25
Baía – Itaoca	8,54	São Gonçalo	0,04	0,01
Baía - Canal de Icaraí	7,57	Niterói	0,04	0,32
Baía – Canal SãoCristovão	6,41	Rio de Janeiro	0,02	0,11
Canal Canto do Rio	6,21	Niterói	0,03	0,31
Ilhas				
Ilha do Governador	36,28	Rio de Janeiro	0,01	-
Ilha do Fundão	5,35	Rio de Janeiro	0,01	-
Ilha de Paquetá	2,21	Rio de Janeiro	0,01	-
Ilha de Santa Cruz	1,1	NIterói	0,01	-
Ilha do Engenho	0,98	São Gonçalo	0,01	-
Total das sub-bacias	4.024,75		28,94	22,91
Total das Ilhas	45,92		0,05	
Total da Bacia Hidrográfica da Guanabara	4.070,67		28,99	22,91

Modificado de: Pacific Consultants International (2003); Oliveira (2016).

Retomando a questão da contribuição dos rios que drenam em direção à Baía de Guanabara esta soma, aproximadamente100 m^3/s de água doce, tendo uma vazão média no período de estiagem de 33 m^3/s (inverno) e uma média de 186 m3/s no período chuvoso (verão). Esta sazonalidade está ligada diretamente à capacidade diferencial de transporte não só de água, mas também de degetos e detritos sólidos (lixo) – OLIVEIRA (2016).

No entanto, como já havia sido mencionado, estes valores têm uma certa variação. Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas (ANA) mostram fluxos médios mensais de alguns rios que descarregam na Baía de Guanabara, como os seguintes:

Guapi-Macacu (53,3 m³/s); Iguaçu (43,1 m³/s); Caceribu (35,2m³/s); Estrela (32,8 m³/s) e Sarapuí (31,7 m³/s). Enquanto o estudo realizado em 1974 pela Hidroservice-GEIPOT estimou que a carga de líquida mensal recebida pela Baía de Guanabara seria de aproximadamente 351,81 m³/s, oscilando entre um valor mínimo de 166,8 m³/s durante agosto, e um máximo de 551,7 m3/s em fevereiro. Amador, por sua vez, (2012 [2007]) colocou o escoamento superficial médio mensal dos principais rios contribuintes à Baía de Guanabara como sendo: Caceribu (128,5m³/s); Guapi-Macacu (115,7 m³/s); Iguaçu (72,0 m³/s); Saracuruna (23,1 m³/s); Suruí (5,9 m³/s); sub-bacias urbanas (4,8 m³/s); Canal de Magé (2,8 m³/s) e Iriri (2,8 m³/s). Nota-se que os valores estimados por Amador são muito superiores aos previstos em estudos mais antigos, evidenciando que houve sérias mudanças ao longo do tempo.

O estudo realizado pelo *PCI - Pacific Consultants International* (2003) verificou que em anos chuvosos o modelo aplicado estimou um escoamento de cerca de 182,92 m³/s, enquanto para anos secos o valor de 95,82 m³/s. Este estudo concluiu ainda que o escoamento anual médio da área total da BHG, incluindo as ilhas, é de cerca de 131,31 m³/s. Na tabela 1 pode-se verificar a contribuição dos fluxos d'água das principais sub-bacias e ilhas que constituem esta bacia hidrográfica; incluindo não só os fluxos de base (escoamento subterrâneo responsável pela alimentação do curso d'água de forma constante, inclusive em período de estiagem) como os fluxos residuais (que seriam àqueles correspondentes a contribuição de resíduos produzidos e lançados nos sistemas de coleta de esgoto e/ou corpos d'água).

4. CARACTERÍSTICAS SOCIOAMBIENTAIS DA BHG E DEGRADAÇÃO DA BAÍA DE GUANABARA

O estudo das transformações ambientais ocorridas entre as décadas de 1950 e 90 realizado por Cruz et al. (1998) gerou o mapa de sensibilidade natural das sub-bacias quanto à capacidade de renovação das águas, determinando a carga antropogênica da BHG utilizando os parâmetros de uso (floresta, manguezal, áreas inundadas, agropasto eurbanização) através do que os autores denominaram de Índice de Transformação Antrópica (ITA). E, como esperado, as sub-bacias localizada a sudoeste mostraram-se mais degradadas e nenhuma sub-bacia foi considerada em condição de baixa degradação. No entanto, sub-bacias localizadas a norte da Baía mostraram padrões de degradação mais reduzidos. Neste estudo, as sub-bacias

consideradas mais antropizadas (classe de Muito Degradado) foram a da Ilha do Fundão, a do rio São João de Meriti e o Canal do Cunha, enquanto a sub-bacia do rio Roncador foi considerada a menos degradada e antropizada (classe Regular). Como este estudo foi finalizado em 1998, acreditasse que atualmente outras áreas, tais como sub-bacias que drenam pelas terras do município de São Gonçalo e pela Baixada Fluminense, seriam possivelmente classificadas como muito degradadas.

Fries et al. (2019) corroboram que o desenvolvimento urbano comercial e residencial na BHG resulta em uma degradação da qualidade da água, sendo evidenciado que nas águas da Baía de Guanabara há fortes gradientes de qualidade da água em função de insumos e descargas de maré. Transectos esquemáticos, modificados da obra destes autores, ilustram a contribuição distinta de fluxos de água e de sedimentos, bem como fatores de degradação, da área de entorno da Baía de Guanabara e são apresentados na figura 7 e discutidos a seguir.

O transecto A da figura 7 está situado a norte da baía, e é possível se visualizar a área serrana ao fundo e, mais claramente, o contraste socioambiental existente: a leste, tem-se a APA de Guapimirim, com manguezais prezervados e onde se tem importante viveiro de muitas espécies; e a oeste está representada um trecho da Baixada Fluminense que corresponde a uma área industrial e urbanizada, com localização de uma das mais importantes refinarias de petróleo do país (REDUC), além do aterro sanitário de Jardim Gramacho. Este lixão recebia grande parte dos resíduos sólidos coletados na RMRJ desde 1978 e ocupava uma área de, aproximadamente, 1,3 Km2, sendo desativado em 2012. No entanto, ainda hoje recebe lixo ilegalmente e continua a representar uma ameaça ambiental. Deste mesmo setor é produzido fluxos de sedimentos, além de detritos sólidos e químicos tóxicos para as águas da Baía de Guanabara. Além disso, é destacado nas águas da baía sistemas de armadilhas de peixes rudimentares que dão base às comunidades pesqueiras locais.

Em B, o transecto se estende desde a zona norte da cidade do Rio de Janeiro (Ilha do Governador), passando pela porção média da baía, até o município de São Gonçalo. Neste setor está localizada a Estação de Tratamento de Efluentes Alegria (ETE Alegria), no bairro do Caju, que teria a capacidade diária de tratar 5.000 litros de esgoto por segundo, mas que devido a um sistema de coleta incompleto e falta de conexões domésticas e industriais adequadas, opera com menos da metade da capacidade (DRIES et al., 2019, p. 5). A situação se agrava quando consideramos que nesta parte da cidade do Rio de Janeiro estão localizadas áreas habitacionais informais (e, às vezes, ilegais) de baixa renda, como p. ex., o Complexo Maré. Essa

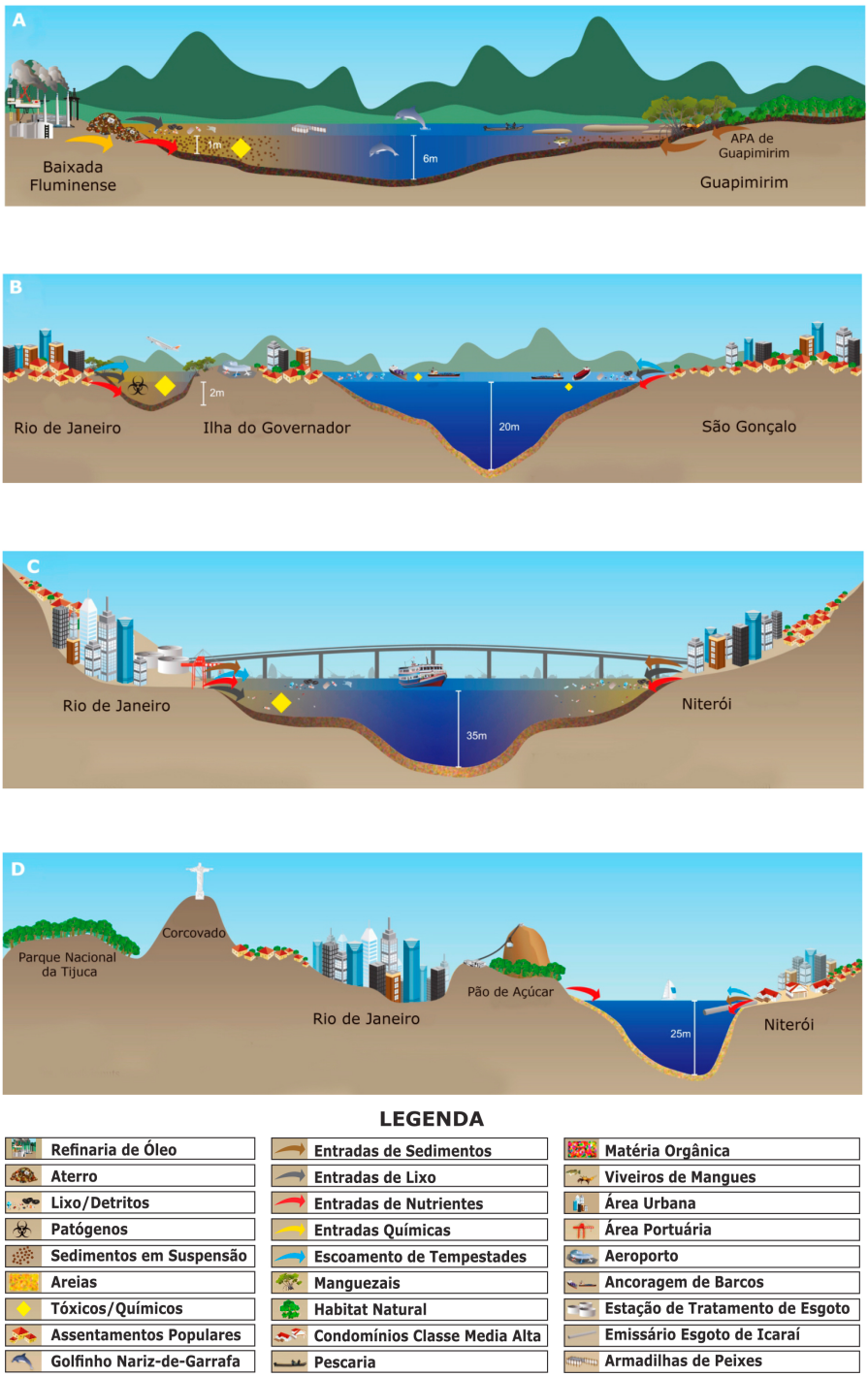


Figura 7 – Transectos esquemáticos transversais à Baía da Guanabara e arredores: A – Transecto localizado no setor mais a montante; B e C – Transectos localizados no setor mediano; D – Transecto no setor da entrada da Baía. Adaptado de: FRIES et al. (2019).

região possui serviço de esgoto muito ineficiente, levando poluição por escoamento de águas pluviais, além de esgotos, efluentes industriais e sedimentos, pelos canais que ligam o continente às águas da baía (como o canal do Cunha, que separa a Ilha do Fundão do continente, e o canal que separa a Ilha Governador do continente). Neste transecto, os autores chamam ainda atenção para atividades poluidoras provenientes da circulação dos navios e mesmo daqueles que ficam ancorados por tempo prolongado no centro da Baía. Já a leste, está ressaltado o município de São Gonçalo, que corresponde a segunda maior cidade da RMRJ, e tem uma elevada contribuição de fluxos de detritos e de nutrientes para as águas da Baía.

O transecto C se estende da área do porto do Rio de Janeiro até o porto de Niterói. Destacasse a participação proveniente de centros urbanos, de negócios e de habitações informais localizadas nos arredores deste espaço, na qual observamos a contribuição significativa de fluxos d'água, derivados de chuvas torrenciais – principalmente, àquelas que ocorrem em meses de verão – e de fluxos de sedimentos, detritos e nutrientes/esgosto para a Baía de ambos os centros metropolitanos.

Já o transecto D corresponde ao setor mais conhecido da RMRJ, com um corte transversal que vai desde o Parque Nacional da Floresta da Tijuca, passando por locais turísticos como o Corcovado, o Cristo Redentor e o Pão de Açúcar, estendendo-se pela entrada da Baía e seguindo até Niterói, onde está destacado o emissário submarino de Icaraí, que é responsável por uma significativa contribuição de degetos para a Baía. Observa-se, ainda, a indicação da existência de fluxo de nutrientes significativo a leste, proveniente da cobertura vegetal ainda presente, em contraposição aos fluxos d'água e detritos de Niterói.

Estes aspectos de degradação ambiental do entorno e das águas da Baía de Guanabara tiveram ampla atenção na última década graças à realização de eventos internacionais de grande escala no município do Rio de Janeiro, como p.ex. os Jogos Olímpicos de 2016 (FRIES et al., 2019). Nos anos que antecederam ao evento, discutiu-se com fervor a qualidade da água da rede de drenagem que desemboca na Baía de Guanabara, bem como a própria qualidade da água da Baía, sendo registrado que os fluxos d'água que aí desaguam não são suficientes para modificar o padrão de circulação das águas da baía devido ao baixo volume relativo e natureza difusa. Soma-se, ainda, o fato dos detritos sólidos (lixo) serem carregados pelas correntes de marés e, até mesmo, pelos ventos se acumulam nas desembocaduras dos canais fluviais e margens da baía, haja visto que a mobilidade dos mesmos (associada ao peso e flutuabilidade dos sedimentos) são um fator de forte degradação das águas da

baía (OLIVEIRA, 2016). As imagens da figura 8 exemplificam o estado em que se encontravam as áreas do entorno da Baía de Guanabara e mostram o intenso processo de assoreamento e poluição da água doce que ali chega levando, infelizmente, a uma grave situação de degradação físico-ambiental.

Dentro deste contexto, a pesquisa desenvolvida por Neto e Fonseca (2011) durante 10 anos consecutivos (de 1999 a 2008) teve por objetivo quantificar e analisar a composição do lixo depositado em praias da orla oriental da Baía de Guanabara. Através de levantamentos de campo em estações chuvosa (verão) e seca (inverno) permitiu evidenciar que o lixo depositado reflete fortemente as áreas fontes (rios), as práticas de limpeza por parte do poder público e a influência do transporte por correntes de maré. Como já citado por Oliveira (2016), um outro fator de grande influência na composição dos detritos sólidos encontrados nas praias está relacionado à própria flutuabilidade dos materiais (inclui-se aí não só o lixo, mas também todo e quaisquer sedimentos carreados pelos cursos fluviais).

> Diferente de outras áreas do mundo, onde o lixo tem sua origem em atividades no oceano, como navios, recreação e pesca, na Baía de Guanabara o material catalogado tem sua origem principal no continente. Os rios representam a principal fonte de lixo, já que os mesmos atravessam cidades que não apresentam uma coleta de lixo eficiente. (NETO e FONSECA, 2011, p.37)

Logo, os detritos sólidos (bem como também químicos) que se acumulam ao longo de distintos trechos da orla da Baía da Guanabara marcam o estado de degradação que ocorre no continente e refletem o descuido no uso da terra e de medidas adequadas de tratamento ambiental, ameaçando assim não só a vida marinha como também à própria vida humana. As imagens expostas na figura 8 exemplificam localidades com elevado grau de degradação pelo significativo aporte de materiais.

5. O RELEVO CONTRASTANTE E FRÁGIL DA BHG E A NECESSIDADE DE ATENÇÃO E CUIDADO

O estado do Rio de Janeiro vem sofrendo com a ocorrência de desastres ambientais de forma recorrente, o que remete ao fato de que seu terreno é vulnerável e, portanto, necessita de medidas de gestão de riscos e de degradação e estas devam ser incorporadas na agenda pública. Como exposto ao longo deste capítulo, a área do entorno da BHG possui uma paisagem contrastante, composta, em sua maioria, por

feições de planícies fluviais e flúvio-marinhas com 47,55% da área total, enquanto a área de serras escarpadas e reafeiçoadas, morros e colinas perfazem 52,45%. Este contraste do relevo é, ao mesmo tempo, fator de embelezamento das terras da Guanabara e de preocupação pela fragilidade e suscetibilidade de (re)ocorrência de processos geomorfológicos nestes diferentes cenários ambientais. Historicamente, em áreas rebaixadas fluviais e flúvio-marinhas, em sua grande maioria urbanizadas, tem-se à (re) ocorrência de eventos de cheias e inundações. Nas áreas de declividades médias a elevadas, que marcam as vertentes das demais feições do relevo, ocorrem processos erosivos e geração de distintos tipos de movimentos gravitacionais de massa (desde queda de blocos até corridas de detritos e lamas).

Nesta linha de raciocínio, Bries et al. (2019) citam que medidas governamentais sempre buscaram ações importantes e que procuraram, ao longo dos anos, reduzir a poluição e restaurar a Baía de Guanabara. No entanto, a grande questão é que tais esforços carecem de uma boa coordenação e continuidade para fazer e sustentar mecanismos reais de melhorias para que cidadãos possam viver bem na bacia hidrográfica da Guanabara, assim como trouxessem benefícios e atrativos aos turistas que querem conhecer e desfrutar das belezas paisagísticas deste trecho do sudeste brasileiro. Estes autores, analisando aspectos de restauração ambiental em outras partes do mundo, sugerem alguns fundamentos para a recuperação da Baía de Guanabara, tais como: engajamento de distintas esferas governamentais (federal, estadual e local) em conjunto com universidades, empresas, ONGs e sociedade; forte base científica em metodologias de restauração; envolvimento e comprometimento político; fontes de financiamento direcionadas à restauração; plano justo e equitativo de restauração, com prioridades e ações que beneficiam e devem ser tomadas por todos os usos e usuários da área; plano que tenha compromissos mensuráveis com metas de curto, médio e longo prazo, incluindo formas de acompanhamento das ações realizadas ou a serem realizadas; comunicação pública transparente, compreensível e regular dos principais indicadores de progresso; forte monitoramento das ações para recuperação de habitats e melhoria da qualidade da água; garantia de que todas as partes estão cumprindo suas responsabilidades; e educação pública para todos os cidadãos, de forma que eles entendam a importância da restauração para a sociedade e para o bem-estar ambiental e econômico local.

Ações e esforços que busquem solucionar e evitar que os principais problemas ambientais observados na bacia hidrográfica e na Baía de Guanabara se repitam exigirá um forte compromisso de controlar a poluição das distintas fontes, bem como de proteger e restaurar os *habitats*, conservar terras e melhorar o manejo dos recursos naturais, promovendo melhorias na qualidade da água e na existência de ecossistemas saudáveis

Figura 8: Ilustrações que mostram a concentração de sedimentos em desembocaduras de canais fluviais. Fotos disponibilizadas pelo site italiano www.corrieredellosport.it em agosto de 2015, época que antecedeu as Olimpíadas de 2016 do Rio de Janeiro e se questionava a qualidade das águas da Baía de Guanabara, onde seriam realizadas as provas de competição de vela.
A– Sedimentação de material fino e óleos em trecho da orla urbanizada da Baía de Guanabara. Disponível em: https://www.corrieredellosport.it/news/notizia-ultima-ora/2015/08/03-2943584/rio_2016_oms_fare_altri_esami_su_acque/ .
B–Sedimentação de material fino em área de desembocadura fluvial onde há conservação do de manguezais. Disponível em: https://www.corrieredellosport.it/news/notizia-ultima-ora/2015/07/31-2859037/rio_2016_gare_vela_non_cambiano_sede_/ .

e, assim, influenciar positivamente na saúde pública e na qualidade de vida, coexistindo amigavelmente com atividades econômicas sustentáveis (FRIES et al., 2019).

A saúde da Baía de Guanabara e de todos os cidadãos que vivem na bacia depende, portanto, de uma boa qualidade de córregos e de rios, que, juntamente, com a restauração da própria baía e a remoção da poluição acumulada em sedimentos ao longo de décadas, restaurando habitats vitais como os manguezais e ambientes pesqueiros, são essenciais em sua recuperação. Foram décadas do processo de degradação da baía e de sua bacia hidrográfica e serão necessárias muitas décadas de esforços conjuntos para restaurá-la, sendo que os problemas devem ser enfrentados através de múltiplos caminhos e com compromisso de longo prazo (FRIES et al., 2019).

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer as autorizações de uso das imagens dos fotógrafos Higor de Pádua, Luiz Bheringe e Marcelo Estaky, a pronta ajuda do Géografo Marcelo Eduardo Dantas (CPRM – Serviço Geológico do Brasil) pela liberação das Cartas de Padrões de Relevo dos municípios do Rio de Janeiro e suas respectivas Notas Explicativas que foram recentemente publicadas bem como, o auxílio na elaboração de algumas figuras pelos Geógrafos Felipe Pacheco e Vinícius Mattos para compor as ilustrações do presente capítulo.

REFERÊNCIAS

ABREU, Maurício Abreu. 2006. [1987]. Evolução Urbana do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Instituto Pereira Passos – IPP; Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro. 4a. ed. 156p.

AMADOR, Elmo da Silva. 1974.Praias fosseis de rechcavo da Baia de Guanabara. Anais da Academia Brasileira de Ciências. n. 46, p. 253-262.

AMADOR, Elmo da Silva. 2012[2007]. Bacia da Baía de Guanabara: características geoambientais, formação e ecossistemas. Rio de Janeiro: Editora Interciência.. 405 p.

AMADOR, Elmo da Silva; PONZI, V. R. A.1974.Estratigrafia e sedimentaqfio dos depósitos flúvio-marinhos da orla da Baía de Guanabara. Anais da Academia Brasileira de Ciências. n. 46, p. 253-262.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2004. Carta geológica do Brasil ao milonésimo. Escala 1:100.000. Convênio CPRM/UERJ. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/Geologia/ Geologia_Basica/Carta-Geologica-do-Brasil-ao-Mi-

lonesimo-298.html. Acesso realizado em: 5.ago.2019.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. 2012. Geologia e Recursos Minerais da Folha Baía da Guanabara SF-23-Z-B-IV, estado do Rio de Janeiro. Mapa Geológico em escala 1:1.000.000. Convênio CPRM/UERJ. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/geologia_basica/pgb/mapa_geol_baiaguanabara.pdf. Acesso realizado em: 5.ago.2019.

CRUZ, Carla Bernadete Madureira; TEIXEIRA, Alexandre José Almeida; BARROS, Rafael Silva; ARGENTO, Mauro Sérgio Fernandes; MAYR, Letícia Maria; MENEZES, Paulo Márcio. 1998. Carga Antrópica da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara.Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Santos, Brasil, 11-18. INPE, p. 99-109.

DANTAS, Marcelo Eduardo; RENK, J. F.C. 2018. Mapa de padrões de relevo do município de Duque de Caxias - Rio de Janeiro (escala - 1:25.000). CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Programa Cartas de Padrões de Relevo Municipais.

DANTAS, Marcelo Eduardo; SHINZATO, E.; RENK, J. F.C. 2018. Mapa de padrões de relevo do município de Itaboraí - Rio de Janeiro (escala - 1:25.000). CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Programa Cartas de Padrões de Relevo Municipais.

FERNANDES, Nelson Fernandes; TUPINAMBÁ, Miguel; MELLO, Claudio Limeira; PEIXOTO, Maria Naíse Oliveira. 2010. Rio de Janeiro: A Metropolis Between Granite-Gneiss Massifs. In: MIGOŃ, P. (ed.), Geomorphological Landscapes of the World, Berlin: Springer: 89-100.

FERRARI, A. L. Geologia. In: SERRA, M.V.; SERRA, M.T.F. Guia de História Natural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Cidade Viva Ed., 2012. p. 52- 75.

FRIES, Alexandra S.; COIMBRA, João P.; NEMAZIE, David A.; SUMMERS, Robert M.; AZEVEDO, José Paulo S.; FILOSO, Solange; NEWTON, Marlus; GELLI, Guido; OLIVEIRA, Ricardo Castro Nunes; PESSOA, Marco Antonio R.; DENNISON, W.C. 2019. Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management, and governance implications. Regional Studies in Marine Science, v. 25, p. 1-17.

HEES, Dora Negreiros. 2013. O Grito da Baía de Guanabara. Portal Baía de Guanabara. Disponível em:http://www.portalbaiadeguanabara.org.br/portal/artigos. Acesso realizado em: 19.ago.2013.

KJERFVE, Bjorn; RIBEIRO, César H.A.; DIAS, Gilberto T. M.; FILIPPO, Alessandro M.; QUARESMA, Valéria da Silva. 1997. Oceanographic characteristics of na impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Continental Shelf Research, v.17, n. 13, p. 1609-1643.

LIMA – Laboratório Interdisciplinar de Meio Ambiente; PPE - Programa Planejamento Energético; COPPE/UFRJ -Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. 2009. Avaliação Ambiental Estratégica do Programa de Investimentos da PETROBRAS na Área de Abrangência da Baía de Guanabara:

PLANGAS, GNL e COMPERJ. Trabalho realizado a pedido da PETROBRAS.

NETO, José Antonio Baptista; FONSECA, Estefan Monteiro. 2011. Variação sazonal, espacial e composicional de lixo ao longo das praias da margem oriental da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) no período de 1999-2008. Revista da Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management.v.11, n.1, p.31-39.

OLIVEIRA, Marlus. 2016. Diagnóstico do estado da Baía de Guanabara. Programa de Fortalecimento da Governança e da Gestão da Baía de Guanabara – Convênio de Cooperação Técnica: ATN/OC-14223-BR. SDP No. 17/2015. 496p.

PCI – PACIFIC CONSULTANTS INTERNATIONAL. 2003.The Study on Management and Improvement of the Environmental Conditions of Guanabara Bay in Rio de Janeiro, The Federative Republic of Brazil.JICA - JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY. Main Report.

PINHEIRO, Eliane Canedo de Freitas. 2005. Baía de Guanabara: uma biografia de uma paisagem. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio. 271p.

PRITCHARD, D. W. 1967.What is an estuary: physical viewpoint. In: LAUFF, GF. (ed.). Estuaries.Washington: Am. Assoc. Advanc. Sci. Publication. n. 83, p. 3-5.

SERRA, MV.; SERRA, Maria Teresa F. 2012. Região Metropolitana do Rio de Janeiro: expansão urbana e meio ambiental. In: SERRA, M.V.; SERRA, M.T.F. Guia de História Natural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Cidade Viva Ed. p. 12- 4.

SIGEP - Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos. Glossário Geológico ilustrado. Disponível em: http://sigep.cprm.gov.br/glossario/ verbete/holoceno.htm. Acesso realizado em: 17 Jun. 2019.

SILVA, Telma Mendes da. 2002. A Estruturação Geomorfológica do Planalto Atlântico no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 265p. (Tese de Doutorado - Depto. Geografia –IGEO/UFRJ).

RICCOMINI, Claudio; SANT'ANNA, Lucy Gomes; FERRARI, André Luiz. Evolução geológica do rift continental do sudeste do Brasil. In: MANTESSO NETO, V.; BARTORELLI, A.; CARNEIRO, C.D.R.; BRITO NEVES, B.B. (Orgs.). Geologia do Continente Sul-Americano: Evolução da obra de Fernando Flávio Marques de Almeida. São Paulo: BECA. 2004. p. 383-405.

RUELLAN, Francis. A evolução geomorfológica da baía de Guanabara e das regiões vizinhas. Revista Brasileira de Geografia, Rio de Janeiro, v.4, n.4, p. 3-66, out./dez. 1944.

SILVA, Telma Mendes da; FERRARI, André Luiz; TUPINAMBÁ, Miguel; FERNANDES, Nelson.2015. The Guanabara Bay, a Giant Body of Water Surrounded by Mountains in the Rio de Janeiro Metropolitan Area. In: Vieira, Bianca Carvalho; Salgado, André Augusto Rodrigues; Santos, Leonardo José Cordeiro. (orgs.). World Geomorphological Landscapes. 1a.ed. Amsterdam: Springer Netherlands, v.1, p. 389-399.

ZEE, David Man Wai. 2000.Baía da Guanabara: Dossiê sócio-ambiental. In: Seminário Internacional: Gestão Sustentável da Baía de Guanabara.2000, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Escola Brasileira de Administração Pública – Fundação Getúlio Vargas, 2000.p.1-55.

CAPÍTULO 5

BACIA DE DRENAGEM DA BAÍA DE GUANABARA

Carlos Marclei Arruda Rangel
Priscilla Soares de Oliveira

1. INTRODUÇÃO

As feições de relevo observadas no litoral são produtos das composições geomorfológicas próprias de cada região, que ocorrem como resultado das modificações nas condições externas, promovendo o ajuste contínuo entre a topografia e hidrodinâmica, transformando aos poucos a paisagem local. O litoral do estado do Rio de Janeiro é marcado por uma grande variação geomorfológica, onde é possível observar lagoas e cordões litorâneos, com vegetação e restinga em direção à parte setentrional do estado, enquanto a parte meridional é constituída por formação rochosa e muito recortada em baías e enseadas, prolongando-se até o município de Paraty. Dentre as feições citadas acima, podemos citar as planícies formadas por deltas (como do rio Paraíba do Sul), cabos como de Búzios e Cabo Frio, bem como cordões litorâneos transgressivos e baías, como as Baías de Sepetiba, Ilha Grande e da Guanabara (Muehe et al., 2006 b). As baías são historicamente, unidades que apresentaram, e ainda apresentam, grande importância econômica e social, principalmente no que tange a construção de portos e a ocupação humana por serem ambientes costeiros abrigados que harmonizam diferentes tipos de ecossistemas, apresentando assim, uma diversificada biodiversidade. Dentre as baías compreendidas no litoral do Rio de Janeiro, destaca-se a Baía de Guanabara, uma das mais importantes não somente para a região sudeste, mas para todo o litoral brasileiro. Esta baía está localizada entre as latitudes 23° 00'S e as longitudes 43° 00' e 43° 18' O (figura 1). O clima presente nas regiões mais altas é classificado como subtropical ameno, enquanto nas partes planas, predomina o tropical, sendo caracterizado como quente e chuvoso (150 – 200 mm) no verão, com temperaturas médias variando de 25 a 27°C, chegando a 34 °C em fevereiro e um pouco mais frio no mês de julho, com média de 21°C, sendo mais seco no inverno (30 – 60 mm) (Fistarol et al.,2015; Costa et al., 2018).

Figura 1: Baía de Guanabara. Fonte: Arquivo pessoal.

Ao analisar seu processo de formação, pode-se notar que esta baía está inserida em uma margem passiva, que, no entanto, apresenta um comportamento distinto com relação as características esperadas para este modelo de margem, segundo a Teoria da Placa Tectônica. Em um primeiro momento, nota-se um processo de riftiamento, seguido por um soerguimento da crosta continental. Registros mostram que este soerguimento ocorreu durante o Cretáceo Superior, formando a denominada Serra do Mar, que se tornou a principal fonte de sedimentos para as bacias de Santos, Campos e Paraná (Zalán & Oliveira, 2005). Após cerca de sete mil anos, o extenso planalto formado durante o Cretáceo sucumbiu aos processos erosivos e afundou, dando origem a diversas áreas de riftes paralelos à Costa (Ferrari, 1990; Ferrari & Silva, 1997). Desta forma, evidencia-se que a Baía de Guanabara, bem como a sua bacia hidrográfica, corresponde a um desses compartimentos estruturais rebaixados tectonicamente, de idade Cenozóica, denominado Rifte da Guanabara ou Baixada Fluminense.

Estudos comprovam que a Baía de Guanabara teve seu processo de formação ligado a uma área de depressão entre dois grupos de blocos falhados: o da Serra dos Órgãos e dos pequenos maciços costeiros. A depressão assim formada abriu uma ligação entre o oceano e o graben da Guanabara e serviu de convergên-

cia para o escoamento da rede de drenagem fluvial (Ruellan (1944). As formas mais originais da baía se devem à invasão e acumulação marinhas associada às mudanças climáticas, uma vez que durante o período do Quaternário ocorreu mudanças no nível do mar. O resultado foi afogamento de um vale pleistocênico dando origem às novas regiões da baía sendo esta denominada de "Ria da Guanabara" (Amador 1992, 1997; Martin et al., 1997; Barreto et al., 2012). O sistema de drenagem da Guanabara só começa a se instalar no último período interglacial, há cerca de 200.000 anos.

Atualmente sua área compreende um total de 348 Km², sendo a segunda maior baía, em extensão, do litoral brasileiro. Seu contato com o oceano ocorre por um canal de 1,6 Km² entre o Forte São João na margem ocidental e a Fortaleza de Santa Cruz na margem oriental. Entre seus extremos encontra-se uma laje rochosa, ilha da Laje, utilizada desde o período de colonização como área de apoio à defesa da barra, sendo atualmente conhecido como Forte Tamandaré (Kjerfve et al., 1997; Melo et al., 2015). Apresenta uma profundidade média de 6 m, podendo atingir até 40 m na área do canal central. A variação de profundidade existente na baía é responsável pelo sistema de circulação de águas em seu interior, principalmente pelo fato de ser observado um banco de areia na entrada, que canaliza as correntes marítimas que adentram no sistema (Kjerfve, 1997; Zalán e Oliveira, 2005; Figueiredo, 2014; Silva et al., 2015; SEA/UEPSAM, 2016; Abuchacra et al., 2017).

A Baía de Guanabara possui uma bacia hidrográfica que apresenta uma superfície de 4.080 Km², incluindo a região metropolitana do Rio de Janeiro, onde observa-se 32 sub-bacias fluviais. Dentro desta região alguns municípios são totalmente ou parcialmente compreendidos pelos limites da bacia, sendo eles: Duque de Caxias, Belford Roxo, Mesquita, São João de Meriti, Nilópolis, Niterói, São Gonçalo, Itaboraí, Tanguá, Guapimirim, Magé e parcialmente os municípios de Maricá, Rio Bonito, Cachoeiras de Macacu, Petrópolis, Nova Iguaçu e Rio de Janeiro, figura 2 (SEA/UEPSAM, 2016; Barreto et al., 2012; Aguiar et al., 2016).

A Baía de Guanabara pode ser classificada como um ambiente estuarino, sendo influenciado pelas oscilações das marés, onde deságuam inúmeros rios originados tanto na Serra do Mar, quanto na Baixada Fluminense. Ocorrendo, assim, a mistura de água salgada com a água doce oriunda principalmente da drenagem superficial e/ou subterrânea (Burton, 1976). Na área do fundo, onde estão presentes a maior parte dos rios, o acúmulo de sedimentos constituiu manguezais envoltos pela vegetação própria Mata Atlântica. As águas captadas pelas

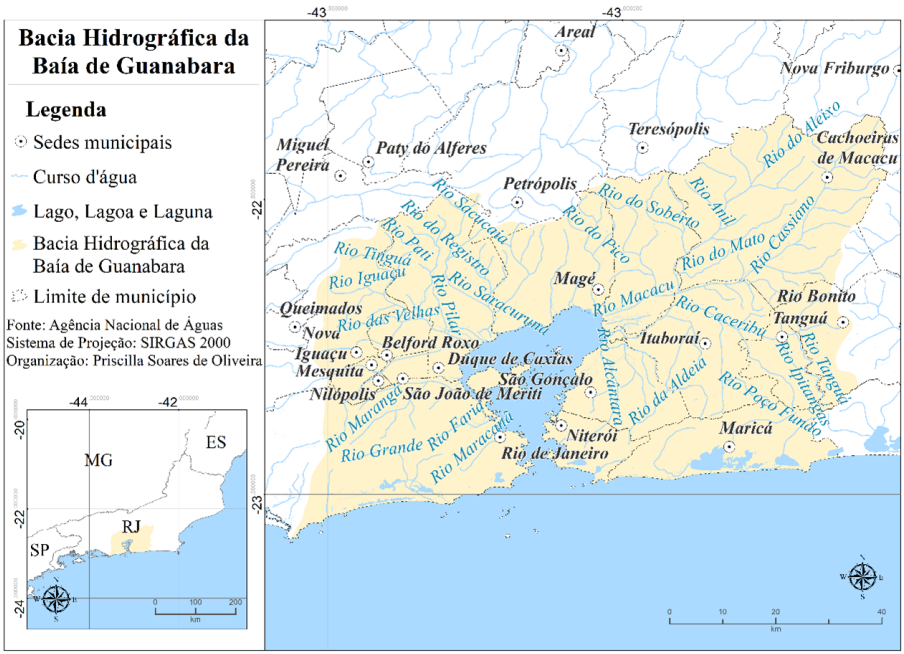


Figura 2: Bacia hidrográfica da Baía de Guanabara.

bacias hidrográficas desses rios levam à baía, em média, 200 mil litros de água por segundo, resultantes da drenagem de 4.000 km², composta por 91 rios e riachos (IBG, 2002; Carvalho & Baptista Neto, 2016).

Dentre as principais bacias dos rios que chegam à Baía de Guanabara mencionados no quadro abaixo (quadro 1), que contribuem com um maior aporte de água doce para a baía são: Bacia do Guapi-Macacu (20,8%), Bacia do Bacia do Iguaçu (16,7%), Bacia do Caceribu (13,7%), Estrela-Inhomirim (12,7%), Pavuna-Meriti (12,3%) Sarapuí (9,3%) (Kjerfve et al., 1997; Baptista Neto et al., 2006; Carvalho & Baptista Neto, 2016). Com relação aos pontos mais extremos de drenagem da Baía de Guanabara, pode-se citar as bacias contribuintes ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá a sudoeste e a bacia contribuinte das lagoas Itaipu-Piratininga a sudeste (IBG, 2002).

Sua área de drenagem é limitada ao norte pela bacia do rio Paraíba do Sul, a sudoeste com a bacia hidrográfica das lagunas de Jacarepaguá, a sudeste pelas bacias das lagunas de Piratininga-Itaipu e Maricá e a leste pelas bacias dos rios Macaé e São João. A topografia apresentada é diversificada, nela podem-se observar feições como a grande depressão da Baixada Fluminense, áreas planas de restingas, mangues e praias, além de colinas e maciços costeiros e a Serra do Mar (figura 3) (SEMADS, 2001; Barreto et al., 2012).

Tabela 1: Municípios e Principais Bacias das Regiões Hidrográficas.

Região Hidrográfica	Municípios	Principais Bacias Hidrográficas
RH - V BAÍA DE GUANABARA	**Total:** Niterói, São Gonçalo, Itaboraí, Tanguá, Guapimirim, Magé, Duque de Caxias, Belford Roxo, Mesquita, São João de Meriti e Nilópolis. **Parcialmente:** Maricá, Rio Bonito, Cachoeira de Macacu, Petrópolis, Nova Iguaçu e Rio de Janeiro.	Bacias contribuintes das lagunas de Itaipu e Piratininga, Bacia Guaxindiba Alcântara, Bacia do Caceribú, Bacia do Guapimirim-Macacu, Bacia do Roncador ou Santo Aleixo, Bacia do Iriri, Bacia do Suruí, Bacia do Estrela-Inhomirim, Bacia Saracuruna, Bacia contribuintes da Praia de Mauá, Bacia do Iguaçu, Bacia do Pavuna-Meriti, Bacias da Ilha do Governador, Bacia do Irajá, Bacia do Faria Timbó, Bacias drenantes da vertente Sul da Serra da Carioca, Bacias contribuintes à Praia de São Conrado, Bacias contribuintes ao Complexo Lagunar de Jacarepaguá.

Fonte: Resolução CERHI-RJ nº 107, de 22 de maio de 2013, adaptado.

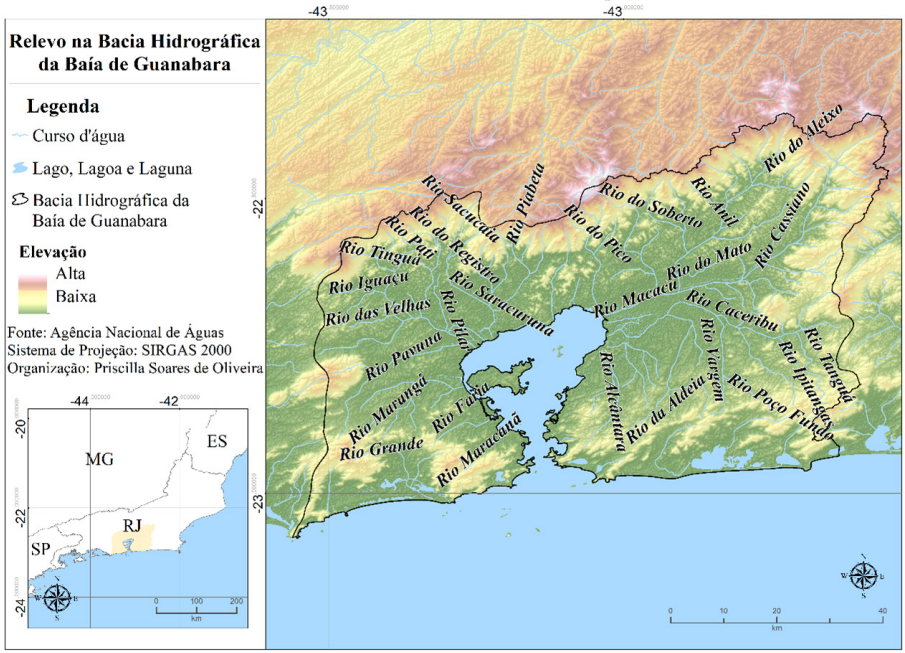


Figura 3: Mapa de relevo da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara.

Para a delimitação da área de drenagem se faz necessário a presença dos interflúvios, que são linhas localizadas nas áreas mais elevadas do relevo, promovendo assim a separação da direção por onde escoam as águas pluviais ou das bacias de drenagem. Quanto à bacia hidrográfica da Baía de Guanabara, seus interflúvios iniciam-se na unidade do Pão de Açúcar, seguindo em direção as serras,

como a Serra do Mar, a Serra dos Órgãos e Serra da Madureira-Mendanha. Seus interflúvios direcionam-se também para as regiões dos maciços como o da Tijuca e da Pedra Branca, finalizando no Morro da Viração, no município de Niterói (SEMADS 2001).

A bacia hidrográfica da Baia de Guanabara está inserida em um dos maiores centros urbanos do país e concentra mais de 70% da população fluminense, bem como a maioria das indústrias de maior porte. Devido ao acelerado processo de ocupação do solo, os trechos de baixo curso de muitos rios que integram a bacia vem sendo modificados desde o final dos séculos XIX e início do XX, por obras de drenagem executadas por Prefeituras, Governo do Estado e pela União.

2. PRINCIPAIS BACIAS CONTRIBUINTES DA BAÍA DE GUANABARA

A bacia hidrográfica consiste em um sistema geomorfológico aberto, e como tal permanece da mesma forma quando não alterada, possuindo uma entrada de equilíbrio tradicional ou dinâmico, considerando que a adição e a perda de energia do próprio ecossistema encontram-se sempre em delicado balanço. Desta maneira, a área de uma bacia hidrográfica influencia a quantidade de água como deflúvio. A forma e o relevo, no entanto, atuam sobre o regime de produção de água, assim como a taxa de sedimentação (Tonello *et al.,* 2006). Com o passar do tempo, o processo erosivo nos cursos d'água causam modificações nas dimensões de uma bacia hidrográfica.

2.1. GUAPI- MACACU

A bacia hidrográfica Guapi-Macacu resulta da união artificial dos rios Macacu e Guapimirim, sendo formada principalmente pelos rios Guapimirim, Macacu, Guapiaçu, Bengala, Sobrinho e Imbuí, constituindo uma área de 1250 Km². A bacia abrange os municípios de Cachoeira de Macacu, Magé, Guapimirim e Itaboraí, localizados na região de Baixadas Litorâneas. A área de drenagem desta bacia compreende desde sua montante até a jusante as escarpas da Serra do Mar, colinas e maciços costeiros, bem como alguns tabuleiros e planícies costeiras. A bacia limita-se ao norte e a noroeste pela Serra dos Órgãos, a nordeste pela Serra Macaé de Cima, a leste pelas Serras Botija e Monte Azul e ao sul pelas Serras Sambê e dos Garcias (Dantas & Lins, 2007), correspondendo a um terço da área contribuinte da Baía de Guanabara (Pereira et al., 2017). A nascente do rio Macacu se localiza na

Serra do Mar, dentro dos limites do Parque Estadual dos Três Picos. Seus principais afluentes são os rios São Joaquim, Bela Vista, Bengala, Soarinho, Pedras, Pontilhão, Alto Jacu, Duas Barras, Cassino e Amador. Sua extensão mede aproximadamente 74 km até a sua junção com o rio Guapimirim. Na foz do rio Macacu encontra-se a APA de Guapimirim, que se limita ao município de Itaboraí.

Próximo a região da nascente o volume de água presente no rio é baixo, entretanto no decorrer do seu percurso o rio Macacu começa a receber água de outros rios como Jacutinga, Córrego das Sete Quedas, Córrego da Valena, rio das Covas, Córrego Colibri, rio Valério e Córrego Macuqui, tornando seu volume expressivo. Esta carga de águas oriundas de outros rios traz com elas uma demanda de poluentes que começa a ser expressiva a partir do bairro Tuim. Esta região apresenta constantes transbordamentos de seus leitos, desta forma, com o intuito de drenar as regiões inundadas as margens do rio, o extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento modificou a dinâmica hidrológica do rio Macacu. Dentre as várias mudanças ocorridas, destaca-se a retilinização de alguns trechos do rio, bem como a confluência do rio Guapiaçu. Esta confluência por sua vez originou o Canal de Imunana, que liga o Rio Macacu ao Rio Guapimirim. Após receber as águas dos rios Macacu e Guapiaçu, o rio Guapimirim passou a se chamar Guapi (Araujo & Coreixas, 2002; Bochner, 2010).

A região onde a bacia está localizada ainda apresenta baixa densidade demográfica quando comparadas a outras regiões contribuintes da Baía de Guanabara. As áreas de matas mais preservadas, em grande parte, estão localizadas em unidades de conservação, contribuindo assim para a melhor qualidade das águas. A bacia do Guapi-Macacu é responsável pelo abastecimento da população dos municípios de Cachoeira de Macacu, Guapimirim, Itaboraí, São Gonçalo e Niterói. A captação das águas para o abastecimento é efetuada no canal de Imunana, no município de Guapimirim. Essa captação situa-se no trecho inferior da bacia, onde recebe a contribuição das sub-bacias dos rios Macacu e Guapiaçu. Suas águas também são utilizadas para a irrigação de cultivos como aipim, milho, feijão, olerícolas e bananas, além da piscicultura desenvolvida na região.

2.2. IGUAÇU-SARAPUÍ

A bacia hidrográfica Iguaçu-Sarapuí está localizada na região da Baixada Fluminense do Estado do Rio de Janeiro. Sua bacia abrange parte dos municípios do Rio de Janeiro, Nilópolis, São João de Meriti, Mesquita, Nova Iguaçu, Duque

de Caxias e Belford Roxo. A bacia possui uma área de 765,17 km², divididos entre as sub-bacias dos rios Sarapuí e Iguaçu. A bacia dos rios Iguaçu-Sarapuí é definida como uma bacia de 6ª ordem (Pereira e Mendes, 2017). É limitada ao norte pela bacia do rio Paraíba do Sul, ao sul com a bacia dos rios Pavuna/Meriti, a Leste com a bacia dos rios Estrela /Inhomirim e a oeste com a bacia do Rio Guandu e afluentes da baía de Sepetiba. Encontra-se entre as formas de relevo da Baixada Fluminense e a Serra do Mar (IBG, 2004; Miranda, 2017).

O rio Iguaçu possui sua nascente na Serra do Tinguá, localizada na Reserva Biológica do Tinguá, compreendendo o trecho de preservação ambiental da Mata Atlântica e desaguando na Baia de Guanabara, tem como seus principais afluentes os rios Botas, Sarapuí, Capivarí, Tingua e Pati. Devido as obras de saneamento básico o rio Sarapuí passou a integrar a bacia do rio Iguaçu. O rio Sarapuí possui sua nascente na serra de Bangu, localizado no município do Rio de Janeiro. Este rio mede 36 km da sua nascente até a sua foz rio Iguaçu. Seus afluentes principais são os rios Santo Antônio, Socorro, Prata, os canais do Peri Peri e do Rocha, as valas Bom Pastor, Jardim Gláucia, Gaspar Ventura, dos Teles, Bananal, e o Valão Coletor Jardim Gramacho. O rio Sarapuí passou a integrar à bacia do rio Iguaçu no início do século XX, quando seus cursos médio e inferior foram retificados e sua foz desviada para o curso inferior do rio Iguaçu. Anteriormente, ambos eram bastante sinuosos (COPPE, 1996).

Ao longo de vários anos de ocupação humana a bacia do Iguaçu-Sarapuí passou por sucessivos processos de desmatamentos, práticas de cultivo inadequadas, exploração mineral, expansão urbana desordenada, além dos cortes de morros para aterros e abertura de estradas, culminando em processos erosivos significativos (Miranda, 2017). No que tange sobre a ocupação humana na bacia, a mesma se concentrou nas áreas de planície, com ocorrência de inundações periódicas, porém próximas às vias de acesso à metrópole. Esta ocupação ocorreu de forma desordenada, sem adoção de critérios de ocupação do espaço urbano. Na parte central da bacia ocorre o predomínio do desenvolvimento da pecuária extensiva e a margem esquerda do rio Iguaçu está localizada refinaria de petróleo de Duque de Caxias - REDUC-PETROBRAS, ocupando uma expressiva área de ocorrência do manguezal que se encontra, atualmente, confinado num pequeno trecho do estuário do rio.

2.3. CACERIBU

Com cerca de 60 km de extensão e correspondente a aproximadamente 20% de toda a área de drenagem da Baía de Guanabara, o rio Caceribu é um dos mais importantes contribuintes para o estuário da Baía de Guanabara. Sua bacia hidrográfica está localizada entre os municípios de Rio Bonito, Tanguá, Guapimirim, São Gonçalo e Itaboraí (Benavides et al., 2009; Rodrigues, 2011). Suas nascentes encontram-se nas serras localizadas nos municípios de Rio Bonito e Tanguá, em áreas de vegetação ainda conservadas, enquanto sua foz está localizada dentro da APA de Guapimirim, na região noroeste da Baía de Guanabara. O relevo onde a bacia do rio Caceribu está localizado é marcado pela presença de colinas, planícies aluviais e flúvio-marinhas (IBG, 2002; Amador, 2012).

A bacia do rio Caceribu é limitada ao norte pela bacia do rio Guapi-Macacu e a Serra dos Garcias, ao Sul pela Serra do Espraiado e a Serra da Cassoribita, a leste pela Serra do Catimbau Grande e Tingui e a oeste pela bacia do rio Guaxindiba. O Caceribu apresenta seus principais contribuintes a margem esquerda, sendo estes os rios Tanguá, Bonito, dos Duques, Iguá, Porto das Caixas e Aldeias. O rio Caceribu em sua estrutura original era um afluente do rio Macacu, no entanto devido a obras realizadas na região entre as décadas de 1940 a 1960, estes rios foram separados e a bacia do rio Caceribu, tornou-se isolada (Roberto, 2009).

Historicamente o rio Caceribu, juntamente com o rio Macacu tiveram uma grande importância para o desenvolvimento dos municípios que percorrem. Suas águas além de serem utilizadas para o abastecimento e irrigação dos cultivos, também eram usadas como vias de transporte para mercadorias e pessoas. No entanto, com a realização das obras de engenharia em alguns pontos do curso dos rios, fizeram com que estas funções se tornassem cada vez menos expressiva (Rodrigues, 2011). Atualmente suas águas são utilizadas para a irrigação de fruticultura e horticultura, além do uso para o processo de produção das indústrias que estão instaladas ao longo da bacia.

Nesta região é possível perceber uma expressiva quantidade de indústrias de cerâmicas, que produzem tijolos para a região metropolitana do Rio de Janeiro, bem como a presença da Companhia Brasileira de Antibióticos (CIBRAN) e a PERMA Indústria de Refrigerantes (Rodrigues, 2011). As atividades econômicas retratadas acima, juntamente com o crescimento urbano observados nas últimas décadas, vem contribuindo para o processo de degradação do meio ambiento no entorno da bacia do rio Caceribu, seja pelo desflorestamento, pelo uso inadequa-

do dos solos, contaminação do lençol freático por agrotóxicos, além do despejo de resíduos industriais e residências nas águas dos rios pertencentes a bacia. Outro fato de expressiva relevância são as constantes enchentes que ocorrem nas cidades desta região, devido a forte ocupação humana nas planícies aluviais.

2.4. ESTRELA - INHOMIRIM

A bacia hidrográfica dos rios Estrela/Inhomirim está localizada a norte da baía de Guanabara, compreendendo parcialmente os municípios de Duque de Caxias e Magé, além de uma pequena parte do município de Petrópolis. Sua área abrange aproximadamente 450 km², tendo como limite as bacias Iguaçu/Sarapuí a oeste, Suruí a leste, Paraíba do Sul a norte e a Baía de Guanabara ao sul. Os principais afluentes são os rios Saracuruna, Inhomirim e Imbariê. Quando os rios Inhomirim e Saracuruna se unem, passam a se chamar Rio Estrela até chegar a sua foz (Kjerve et al., 1997; Rangel & Fonseca, 2012). O rio Inhomirim recebe as águas de alguns pequenos cursos d'água, como a Vala da Olaria, Córrego Tibiriçá, rio Cachoeira e do Canal Caioba. Com relação ao Saracuruna, este é o principal afluente do rio Estrela, tendo como afluentes o rio Roncador, o Córrego da Taquara e os Canais de Santo Antônio e Mato Alto.

A bacia apresenta um elevado grau de urbanização, principalmente entre as regiões de médio e baixo curso da bacia, que se desenvolveram sem nenhum planejamento. Assim como o rio Saracuruna, o rio Imbariê também está localizado em área densamente povoada e sem saneamento básico, enquanto o rio Inhomirim localiza-se inteiramente na área rural, salvo em alguns trechos urbanos. Nas regiões mais a montante da bacia, nota-se uma cobertura vegetal remanescente da Mata Atlântica ainda preservada. Esta área está sob tutela federal do Parque Nacional da Serra dos Órgãos. Nas regiões de baixo curso é observado um ambiente de águas salobras, sob o domínio de manguezais (Nowat & Bundy, 2001).

2.5. PAVUNA - MERITI

A bacia hidrográfica do rio Meriti-Pavuna ou Pavuna-Meriti pertence à bacia hidrográfica Pavuna-São João de Meriti, compreendendo os rios Acari, Pavuna e São João de Meriti. Possui uma área de drenagem de 450 km², percorrendo os municípios do Rio de Janeiro, Nilópolis, São João de Meriti e Duque de Caxias, sendo suas águas também utilizadas como forma de limitar o território

de cada um dos municípios (Barros et al., 2016). A bacia do rio Acari possui uma área de drenagem de aproximadamente 107 Km². O Rio Acari possui uma densa rede de drenagem, iniciando a montante, onde recebe as águas do rio Sapopemba e posteriormente as águas dos afluentes como o rio Calogi, os rios dos Cachorros I e II, das Pedras, Tingui, dos Afonsos, Caldeireiro, Merinho e Caranguejo. Ao chegar à jusante do rio Acari, este ainda recebe seu último afluente, o rio Pavuna, formando assim o Rio São João de Meriti, que deságua na Baía de Guanabara.

Quanto à cobertura vegetal e o uso do solo, observa-se que ao longo das últimas décadas a área sofreu um expressivo processo de urbanização na maior parte da bacia, sendo observado apenas uma área de conservação nas cabeceiras dos morros. Assim, o escoamento superficial ao longo da bacia é favorecido por este processo de urbanização e impermeabilização do solo. O rio Acari percorre por 7 grandes eixos rodoviários do estado do Rio de Janeiro, como a Avenida Brasil, a Rodovia Presidente Dutra e a Linha Vermelha, entre os mais importantes. O Rio Pavuna nasce no pântano do Sítio do Retiro, na serra de Bangu, no maciço de Gericinó-Mendanha, zona oeste do município do Rio de Janeiro e apresenta aproximadamente 14 km de extensão. Este rio apresenta índices expressivos de poluição, uma vez que logo após a sua nascente, suas águas já passam a receber esgoto in natura, lixo e despejos de resíduos industriais. Com o forte processo de urbanização da Baixada Fluminense, seu fluxo foi retificado em vários pontos e suas margens sofrem com constantes processos de assoreamento e erosão.

2.6. GUAXINDIBA – ALCÂNTARA

A bacia hidrográfica Guaxindiba-Alcântara está localizada na porção leste da Baía de Guanabara. A maior parte desta bacia está inserida no município de São Gonçalo e com alguns trechos nos municípios de Itaboraí e Niterói. Sua formação ocorre pela união das duas sub-bacias dos rios Guaxindiba e Alcântara, possui uma área de 48,88 km². Seu rio principal, Guaxindiba, nasce no bairro de Jardim Amendoeira e apresenta uma extensão de 22,47 km entre a sua nascente e sua foz na Baía de Guanabara. Este rio recebe contribuições dos rios Alcântara, Goianã, Monjolos e do rio Camarão (e/ou Canal Camarão). Quanto a sub-bacia do rio Alcântara, esta encontra-se inserido na região central do município de São Gonçalo, mas apresenta sua nascente no município de Niterói, percorre 53 municípios de São Gonçalo e finaliza em uma pequena fração territorial do município de Itaboraí (Relatório parcial dos riscos de inundação, 2006; Roberto, 2009).

A área total da sub-bacia do rio Alcântara, possui aproximadamente 145Km², sendo considerada a maior bacia hidrográfica do município de São Gonçalo, e tem como seus afluentes os rios Pendotiba, Muriqui, Camarão, Guaxindiba, Monjolo, Goiânia, Alcântara, Sapê, Maria Paula, Rio das Pedras, Colubandê e Mutondo. Sendo as suas principais sub-bacias a do rio Guaxindiba e rio Goiana. As bacias que fazem limite com a bacia do rio Alcântara são: Bacia do rio Bomba, do rio Brandoas, do rio Imboassú, do Canal do Porto do Rosa à oeste e à leste a bacia do rio Aldeia (Vieira et al., 2016).

Os rios que formam esta bacia já tiveram grande importância econômica para a região, pois tratava-se de rios com cursos navegáveis por onde eram transportados vários produtos, principalmente os de origem agrícola. No entanto, com o passar dos anos o processo de industrialização e urbanização desordenado, principalmente na década de 1950, se instalou no município de São Gonçalo, trazendo com ele um expressivo impacto ambiental. Pode-se dizer que boa parte deste rios passaram por modificações em seu sistema hidrológico, uma vez que sofreram processos de canalização, retilinização, retirada de suas matas ciliares, além do assoreamento e lançamento de lixo e esgoto in natura em suas águas, perdendo assim boa parte da diversidade de flora e fauna antes existente (Damasco & Cunha, 2014).

2.7. COMPLEXO LAGUNAR BARRA DA TIJUCA-JACAREPAGUÁ

A bacia hidrográfica das lagunas da Barra da Tijuca/Jacarepaguá está localizada em uma planície litorânea na zona oeste da cidade do Rio de Janeiro, mais especificamente nas regiões administrativas da Barra da Tijuca e Jacarepaguá. Esta bacia apresenta uma ampla rede hidrográfica, formada por complexos lagunares e restingas. O complexo lagunar é formado por quatro principais lagoas, Tijuca, Camorim, Jacarepaguá e Marapendi. Essas lagunas são separadas por cordões arenosos que as dividem em dois sistemas lagunares, sendo estes interligados entre si e com o mar. Suas limitações ocorrem pelos maciços da Pedra Branca e Tijuca, por escudos rochosos localizados ao norte da baixada e pelo oceano Atlântico (Carvalho et al., 2017).

A bacia desta região compreende cerca de 280 km² de área, sendo composta por diversos rios que nascem nos maciços e deságuam nas lagoas. Quanto à influência destes rios sobre as lagunas pode-se observar que a lagoa de Jacarepaguá

recebe contribuição de cursos d'água como o rio Guerenguê, Monjolo, Arroio da Pavuna, Passarinho, Camorim, Canudo e Canal do Cortado, enquanto a laguna de Camorim recebe as águas de rios como Banca da Velha, Arroio Fundo, Pechincha, Covanca, Pequeno e Anil. A área de drenagem da lagoa da Tijuca compreende as águas provenientes dos rios da Pedra, Retiro, Carioca, Muzema, Leandro, Tijuca e da Barra, enquanto a área de drenagem da lagoa de Marapendi recebe a contribuição das águas dos rios Piabas e Canal das Taxas (Pimenta, 2009; Pellegrini & Cammarota, 2016).

A região oeste da cidade do Rio de Janeiro foi ocupada partir do final de 1950. Nesta época a mesma começou a deixar de ser considerada zona agrícola e passou a ser incorporada a malha urbana da cidade, promovendo assim significativas mudanças daquele espaço. Esta região ao longo dos anos passou por um expressivo processo de especulação imobiliária, o que promoveu um grande impacto direto sobre os corpos d'água existentes na região.

Os rios, canais e até mesmo as lagunas passaram por um rápido processo de assoreamento, entre outras intervenções urbanísticas, como a canalização de alguns cursos d'água. Além disso, com o crescimento desordenado da ocupação urbana, rejeitos de origem antrópica vêm sendo acrescidos aos fluxos de água. Esses efluentes, se dispersam pelas áreas da bacia hidrográfica, acabam sendo despejados sem tratamento nos ecossistemas lagunares configurando um quadro de degradação ambiental.

2.8. LAGOAS ITAIPU-PIRATININGA

No município de Niterói suas áreas de drenagem podem ser divididas em três áreas, Região Oceânica, Baía de Guanabara e Região Norte. A bacia hidrográfica das lagoas de Itaipu e Piratininga está inserida integralmente na região Oceânica do município de Niterói. Atualmente, a bacia hidrográfica apresenta uma área de 46,5 km², sendo formada por rios e valas de pequena extensão e pelas lagoas de Piratininga e Itaipu. As águas que formam esta rede de drenagem escoam pelas encostas das serras em direção a planície, atingindo inicialmente as lagoas e em seguida o mar, através de um canal artificial que liga a Lagoa de Itaipu com a praia de mesmo nome, construído em 1979 (Relatório de Hidrologia, 2018).

A maior parte destas bacias é formada por dois relevos distintos. Na região a montante observa-se um relevo bastante acidentado, enquanto nos trechos médio e a jusante, um relevo dominado por planícies costeiras. Esta bacia é deli-

mitada pelas cristas dos Morros da Viração, Proventório, Sapezal, Santo Inácio e pelas Serras Grande (Morros do Cantagalo e Jacaré) e da Tiririca. A área de drenagem desta bacia abrange 11 bairros do município como: Cafubá, Jacaré, Jardim Imbuí, Piratininga, Santo Antônio, Serra Grande, Maravista, Itaipu, Engenho do Mato e Itacoatiara. Os rios que deságuam para a Lagoa de Piratininga são Córrego da Viração, Jacaré, Cafubá, Arrozal e Córrego Santo Antônio. Por outro lado, os rios contribuintes da lagoa de Itaipu são o rio João Mendes, Rio da Vala, Córrego dos Colibris ou Tiririca e vala de Itacoatiara (Relatório de Hidrologia, 2018).

Dentre os rios que deságuam na lagoa de Piratininga destaca-se o rio Jacaré, com comprimento de 5,88 km, cujas nascentes encontram-se nas áreas protegidas pela Reserva Ecológica Municipal Darcy Ribeiro, nos morros que compõem Serra Grande. O seu baixo curso, desenvolve-se em áreas de planície costeira, que sofreram processos de ocupação humana em suas margens, tendo por consequência a retificação e a canalização, de alguns trechos do seu curso. No seu percurso final, o estrangulamento das suas margens fica mais visível e com o escasso saneamento básico e ambiental, o rio sofre contaminações por lixo e esgoto. O corpo receptor da bacia do Jacaré se encontra na Laguna de Piratininga (Baptista e Fernandes, 2009).

Com aproximadamente 7 km de comprimento, o rio João Mendes é o principal contribuinte da laguna de Itaipu. Sua bacia abrange os bairros do Engenho do Mato, Itaipu, Maravista, Santo Antônio, Serra Grande e Várzea das Moças. Em todo seu percurso suas águas recebem a contribuição de efluentes domésticos de diversas residências, que estão localizadas principalmente na sua Faixa Marginal de Proteção (Galvão & Cunha, 2010).

3. PROCESSOS DE POLUIÇÃO NO ENTORNO DA BAÍA DE GUANABARA:

O desenvolvimento das civilizações humanas em grandes extensões do planeta desprovido de infraestrutura, como saneamento básico, tem colaborado para a acentuação dos eventuais impactos ambientais. A utilização dos recursos naturais de forma intensa gera uma série de pressões no ecossistema como, por exemplo, a degradação dos sistemas aquáticos. A utilização dos corpos hídricos como área de descarte de efluentes domésticos e industriais proporciona o acúmulo, a contaminação e os impactos ambientais nestes sistemas aquáticos. Desta forma, diversas atividades relacionadas à utilização da água como a pesca, a agropecuária, indústrias,

mineração, lazer, paisagismo e abastecimento demandam a necessidade de fornecimento e gastos adequados conforme as realidades existentes, objetivando assim a diminuição dos processos de degradação e melhor gestão (Tundisi e Tundisi, 2011).

Ao longo do percurso das bacias hidrográficas se desenvolvem as atividades antrópicas, desta forma, ao analisá-las é possível aferir os processos que ocorrem em seu interior e as particularidades de ocupação do território, como a forma de utilização de água neste ecossistema (Porto e Porto, 2008; Abreu & Tonello, 2017). Assim como em muitos outros ambientes estuarinos, a Baía de Guanabara passou por um processo de ocupação e urbanização no seu entorno nas últimas décadas, desprovidos de uma rede de coleta e tratamento de descartes de forma satisfatória. A ausência de saneamento básico se constitui em um dos principais problemas que ocorrem nos municípios que circundam a Baía de Guanabara. O mapa abaixo retrata as áreas de concentração populacional, bem como as áreas de preservação no entorno da Baía (figura 4).

A Baía de Guanabara é cercada pela segunda maior aglomeração urbana do país, representada pela região metropolitana do Rio de Janeiro, onde mais de 11 milhões de habitantes estão distribuídos pelos municípios, dentre os quais se destacam Rio de Janeiro, Niterói, São Gonçalo e os municípios da Baixada Flu-

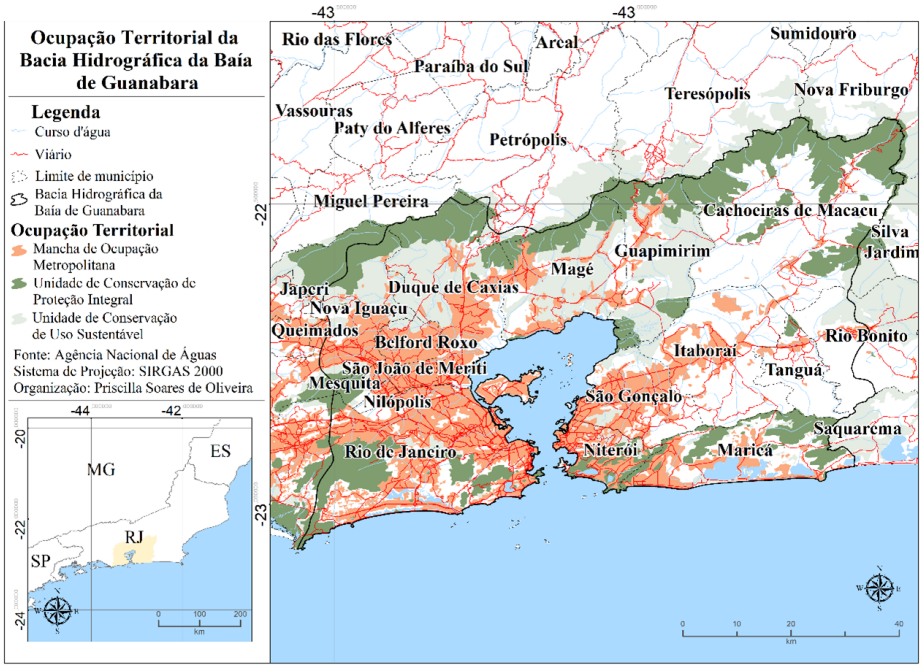


Figura4: Mapa referente à ocupação urbana na Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara.

minense. As principais atividades econômicas da região metropolitana do Rio de Janeiro estão ligadas ao setor de comércio e serviços, e ao setor industrial, além da agricultura, pecuária e pesca, apesar de menos expressivas (Patchineelam e Baptista Neto, 2007).

Desta forma, a Baía de Guanabara recebe quantidades consideráveis de esgoto doméstico sem tratamento, escoamento superficial urbano e resíduos industriais de várias plantas e refinarias. Abriga nas suas margens dois aeroportos, um importante complexo de indústria naval e uma ponte de 12 km de extensão que corta a baía, e é utilizada diariamente por milhares de carros (Kjerve et al., 1997). A Baía de Guanabara vem sofrendo há décadas com a poluição industrial e de atividades ligadas à exploração de petróleo. Durante décadas funcionaram lixões às margens da Baía, isso facilitava o escoamento deste material para as águas em períodos de grande volume de chuvas. Hoje esses lixões foram desativados, mas o passivo de anos está depositado no fundo do mar, e com as variações de maré vem à tona.

Um item importante no monitoramento das bacias é a identificação da degradação ambiental, pois possibilita a identificação das particularidades dos diferentes processos de poluição para, assim, encontrar a melhor forma mitigação de impactos e de gestão. Existem vários processos de degradação no interior da bacia de drenagem, por exemplo, a poluição por efluentes domésticos, industriais ou resíduos rurais, constituídos principalmente por pesticidas e herbicidas. Atualmente, as bacias de drenagem do entorno da Baía de Guanabara têm sido objeto de estudo nas ciências ambientais. A área drenada por pequenos cursos d'água ligados por uma hierarquia fluvial percorre áreas naturais e modificadas pelo homem como cidades e áreas rurais, que contribuem com a emissão de descartes produzidos nestas regiões (Baptista Neto et al, 2013; Borges et al., 2009). Estes estudos realizados têm sido importantes para se monitorar os tipos de poluição que ocorrem, pois os rios são unidades básicas de organização das águas continentais porque são considerados sistemas abertos, com fluxo contínuo desde a nascente até a foz e consistem na principal via pela quais os materiais particulados e dissolvidos resultantes dos processos naturais e antropogênicos alcançam os estuários e sistemas marinhos (Santos et al., 2006).

A análise e monitoramento ambiental se constitui como uma importante forma para o planejamento e realização de planos e políticas ambientais em sistemas aquáticos, considerando as restrições naturais. A poluição da macrobacia da Baía de Guanabara ocorre principalmente através de atividades antropogêni-

cas desenvolvidas no interior das bacias de drenagem adjacentes a este ambiente estuarino. As águas fluviais percorrem áreas naturais e modificadas pelo homem, como cidades e áreas rurais que contribuem com a emissão de diferentes descartes produzidos nestas regiões (Rangel et al., 2016) (Figuras 5 e 6).

Figura 5: Ambiente aquático degradado por atividades antrópicas na desembocadura do Canal do Mangue. Fonte: Arquivo pessoal

Figura 6: Rio Macacu considerado um dos raros sistemas fluviais pouco alterados do entorno da Baía de Guanabara. Fonte: Arquivo pessoal

As ações do homem sobre este ecossistema vêm causando uma série de alterações na dinâmica ambiental nas distintas áreas da Bacia hidrográfica da Baía de Guanabara. As diferentes fontes de poluição causam a deterioração da qualidade das águas nestes diferentes sistemas fluviais situadas no entorno da Baía como, por exemplo, com os despejos de efluentes urbanos e assoreamentos nas zonas rurais causando, portanto, a alteração dos parâmetros naturais da água, eutrofizando estes sistemas aquáticos e provocando grandes desequilíbrios ambientais (Rangel et al., 2013). As inúmeras atividades antropogênicas afetam a dinâmica dos processos naturais biogeoquímicos que ocorrem em Bacias de drenagem. Esta degradação ambiental geralmente está associada à descartes de poluentes e processos de degradação causados pela emissão excessiva de contaminantes como metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo, fósforo e nitrogênio, resíduos sólidos, etc.

Os efeitos da urbanização no entorno da Baía de Guanabara geram modificações na dinâmica dos parâmetros físico-químicos da água como: pH, carbono orgânico, oxigênio dissolvido e sólido em suspensão, que podem ser mais importantes para a determinação das concentrações e formas de elementos, como os metais pesados, hidrocarbonetos de petróleo, nutrientes, entre outros, em sedimentos do que das características e propriedades do compartimento sedimentar.

As águas do escoamento superficial urbano podem carrear compostos orgânicos e inorgânicos, partículas sólidas e quantidades significativas de poluentes, que podem possuir várias fontes de liberação associados a mecanismos complexos (Katsaounos et al., 2007; Baptista Neto et al., 2016). As propriedades químicas dos sedimentos consistem em importantes ferramentas de avaliação dos processos de degradação das atividades industriais e urbanas nestes sistemas fluviais degradados pela urbanização desordenada. A capacidade de reter as baixas concentrações de elementos traços presentes na água faz dos sedimentos importantes marcadores ecotoxicológicos (Warnken et al., 2001). Quando contaminados, os sedimentos podem representar uma fonte latente destes elementos para o ambiente aquático, mesmo com a eliminação das fontes antrópicas de emissão. Apesar do controle dessas fontes, níveis elevados de contaminantes químicos frequentemente são registrados em sedimentos nas bacias adjacentes à Baía de Guanabara, contaminados por atividades humanas e que através da drenagem são transportados até o interior deste ecossistema (Aguiar et al., 2011; Rangel et al., 2012).

Estudos realizados em estuários evidenciam mostram a predominância de sedimentos fluviais na composição granulométrica destes ecossistemas (Shafer et al., 2002; Wang et al., 2007) e trabalhos relacionados à textura sedimentar na

Baía de Guanabara também registraram a grande ocorrência de sedimentos provenientes do retrabalhamento fluvial (Amador 1992; Faria de Mello & Sanchez, 2001), confirmando, portanto, a ideia da imposição dos rios no papel de principal agente distribuidor de sedimentos e dos poluentes produzidos e emitidos no entorno deste ecossistema. O número de trabalhos sobre os impactos de poluentes em bacias de drenagem no entorno da Baía de Guanabara é considerado pouco se comparados, por exemplo, com os estudos realizados no estuário. Portanto, a compreensão da dinâmica do comportamento dos diferentes poluentes nestes sistemas é de primordial importância para se visualizar as características de mobilidade e biodisponibilidade destes diferentes elementos nestes ambientes que possuem distintos padrões de ocupação e degradação e que contribuem de diversas formas com o processo de poluição na Baía de Guanabara.

Sabe-se que em sistemas de drenagem como o do entorno da Baía de Guanabara, boa parte da carga orgânica é produzida pelas atividades antrópicas que lançam efluentes nestes ambientes que podem ser carreados ao ambiente estuarino. A complexação de alguns poluentes pela matéria orgânica pode governar tanto suas especiações quanto suas solubilidades em águas e sedimentos. A interação da matéria orgânica com alguns poluentes pode influenciar no fracionamento, solubilidade e biodisponibilidade destes elementos, assim como exercer modificações na composição e estrutura química presente neste material orgânico (Takács et al.,1999).

O material particulado em suspensão se constitui como uma das principais formas em que materiais como micropoluentes e nutrientes são transportados do ambiente hídrico continental para o marinho (Suzumura et al., 2004). O MPS é transportado para estuários e oceanos principalmente através dos sistemas fluviais (Viers et al., 2009). A distribuição dos elementos entre particulados e solutos dependem da mobilidade dos constituintes químicos durante os processos de intemperismo, transporte e deposição, além da carga antrópica que é produzida nas bacias e são transportados e depositados para o ambiente estuarino. A composição do material particulado nos sistemas fluviais fornece importantes informações sobre a natureza deste material nos ecossistemas aquáticos (Dessert et al., 2002). Nas Bacias de drenagem do entorno da Baía de Guanabara, boa parte do material particulado possui composição orgânica proveniente dos efluentes domésticos lançados nestes ecossistemas, assim como em outras áreas impactadas ambientalmente (Aguiar & Braga, 2007; WysockI et al., 2006).

Na Baía de Guanabara, a área de menor troca de águas coincide exatamente com o trecho do perímetro deste estuário onde se localizam as desemboca-

duras dos rios mais poluídos. Nesse setor da Baía, as velocidades das correntes são mínimas, tanto marés enchentes como vazantes, uma vez que para lá convergem e divergem os fluxos de marés que envolvem a Ilha do Governador (FEMAR, 1998). Os sedimentos superficiais do fundo se constituem em registro fundamental das alterações ambientais sofridas pela Baía de Guanabara. A interpretação da distribuição dos tipos de sedimentos presentes no ambiente permite estabelecer uma relação com as fontes de suprimento, a trajetória de transporte, a dinâmica de sedimentação, os níveis de energia presentes na Baía e as modificações ambientais (Amador, 1997).

No exercício de preservação do sistema aquático, a gestão ambiental planejada consiste numa importante ferramenta para mitigar problemas e tomar decisões futuras para se preservar o meio ambiente, uma vez que a relação entre a sociedade e o meio ambiente no presente momento, não tem priorizado o meio. Para se realizar um plano de gestão em áreas de bacias hidrográficas, é preciso haver uma unidade espacial concisa. Desta forma, o monitoramento de uma bacia de drenagem se justifica pela condição de percepção das atividades humanas que causam a sua degradação, através da avaliação da qualidade e da quantidade água no interior do canal principal de uma bacia de drenagem ou em outras partes. É importante considerar uma análise de uma área delimitada por divisores topográficos, consistindo em um sistema integrado (Tucci & Mendes, 2006).

É preciso que haja a melhoria da qualidade das águas e sedimentos nas bacias de drenagem situadas no entorno da Baía de Guanabara, colocando em prática várias ações, incluindo um melhor planejamento urbano com o objetivo de preservação ambiental. A implementação do transporte de esgoto, coleta e tratamento do sistema focando as áreas urbanas é extremamente importante para a preservação destes ambientes aquáticos. As medidas de preservação precisam ser adotadas de forma gradativa e juntamente com a grande expansão urbana e industrial que estas áreas vêm sofrendo atualmente, se constituindo em uma forma de desenvolvimento consciente nesta região. Em grande parte do entorno da Baía, os impactos mais alarmantes e as condições ambientais que indicam um ambiente intensamente eutrofizado requerem medidas de preservação e gestão mais emergenciais para tentar reverter às condições extremas de degradação ambiental existentes nestes sistemas fluviais. As medidas de preservação promoveriam não só a melhoria das condições ambientais, mas também contribuiriam com a diminuição da poluição que estes sistemas emitem para a Baía de Guanabara.

BIBLIOGRAFIA

Abreu, M.C.; Tonello, K.C. 2006. Avaliação dos parâmetros hidrometeorológicos na Bacia do Rio Sorocaba/SP. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 32, n. 1, p.99-109.

Abuchacra, R.C.; Macario, K.C.D.; Oliveira, M.I.N.; Abuchacra, P.F.F.; Fernandez, G.B.; Vasconcelos, S.C.; Oliveira, V.C.; Ressiguier, Y.N.; Figueiredo Jr., A.G. 2017. Northeast Guanabara Bay and coastal plain Holocene sedimentary evolution (Brazil): A contribution. Journal of Sedimentary Environments, 2 (1): 1-8.

Aguiar, V. M. C.; Lima, M. N.; Abuchacra, R. C.; Abuchacra, P. F. F.; Baptista Neto, J. A.; Borges, H. V.; Oliveira, V. C. 2016. Ecological risks of trace metals in Guanabara Bay, Rio De Janeiro, Brazil: An Index Analysis Approach. Ecotoxicology and Environmental safety 133, 306–315.

Aguiar, V. M. C.; Baptista Neto, J. A.; Rangel, C. M. A. 2011. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil. A case study. Marine Pollution Bulletin. V. 62, P. 1915-1919.

Aguiar, V. M. C.; Braga, E.S. 2007. Seasonal and tidal variability of phosphorus along a salinity gradient in the heavily polluted estuarine system of Santos/S. Vicente-São Paulo, Brazil. Marine PollutionBulletin, v. 54, p. 464-471.

Amador, E.D.S., 2012. Bacia Da Baía De Guanabara: Características geoambientais, formação e ecossistemas. Interciência, Rio De Janeiro.

Amador, E.S.1997. Baia de Guanabara e ecossistemas periféricos - Homem e Natureza. Rio de Janeiro, Retroarte Gráfica e Editora. 539 p.

Araújo, F. P.; Coreixas, M.A. 2002. Nossos Rios. Instituto Baía de Guanabara Niterói, RJ.

Baptista Neto, J.A.; Peixoto,T.C.S, Smith, B.; Mcallister, J.; Patchineelam, S. M.; Patchineelam, S.; Fonseca E.M. 2013. Geochronology and heavy metal flux to Guanabara Bay, Rio de Janeiro State: A Preliminary Study. An Acad. Bras. Cien. 85:317–1327.

Baptista Neto, J. A.; Rangel, C. M. A. ; Fonseca, E. M. ; Nascimento, M.T. L. ; de Oliveira Santos, Ana Dalva ; Rodrigues, Bruno Cezar Baptista; Melo, G. V.2016. Concentrations and physicochemical speciation of heavy metals in urban runoff sediment from São Gonçalo-Rio De Janeiro/Brazil. Environmental Earth Sciences (Print), V. 75, P. 1209-1221.

Baptista Neto, J.A., Gingele, F.X., Leipe, T., Brehme, I., 2006. Spatial distribution of trace elements in surficial sediments from Guanabara Bay e Rio de Janeiro/ Brazil. Environ. Geol. 49, 1051 e 1063.

Baptista, J. V.; Fernandes, V. F. 2009. Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas Serviços Ambientais e Sustentabilidade, Taubaté, Brasil, Ipabhi, p. 537-544.

Barreto C. F.; Vilela, C.G.; Baptista-Neto J.A.; Barth, O.M. 2012.Spatial distributionofpollengrainsandspores in Surface sedimentsof Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. An. Acad. Bras. Cienc.; 84:627–43.

Barros, M. A. B.; Oliveira, R. S.; Silva, J. C. 2016. Degradação ambiental do Rio Pavuna-Meriti. XX Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVI Encontro Latino Americano De Pós-Graduação E VI Encontro De Iniciação À Docência – Universidade Do Vale Do Paraíba.

Benavidez, Z. C.; Cintrão, R. P.; Fidalgo, E. C. C.; Pedreira, B. C. C. G.; Prado, R. B. 2009. Consumo e abastecimento de água nas bacias hidrográficas dos Rios Guapi-Macacu E Caceribu, Rj. Rio De Janeiro: Embrapa Solos.

Bochner, J. K. 2010. Proposta Metodológica para identificação de áreas prioritárias para recomposição florestal: Estudo de Caso: Bacia Hidrográfica do Rio Macacu/Rj. 2010. 135 F. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal Rural do Rio De Janeiro, Seropédica, Rj.

Borges, A.C.; Sanders, C. J.; Santos, H.L.R.; Araripe, D.R.; Machado, W.; Patchineelam, S.R.; 2009. Eutrophication history of Guanabara Bay (SE-Brazil). Recorded by phosphorus flux to sediments from degraded mangrove area. Baseline Mar Pollut Bull 58:1739–1765.

Burton, J. D. 1976. Basic Propertiesand processes in estuarinechemistry. in: Mósca, N. P, Concentração de mercúrio nas águas e sedimentos da Baía de Guanabara, Rio De Janeiro, Rj.

Carvalho, D. G.; Baptista Neto, J. A. 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. Ocean&Coastal Management 128, 10 – 17.

Carvalho, R. P. B.; Silva, A. J. O. 2017. Análise multitemporal da qualidade da água da Lagoa de Jacarepaguá (Município Do Rio De Janeiro, RJ). Revista UNIABEU, V.10, Número 24.

Coppe/Ufrj – Pnud. 1996. Plano diretor de recursos hídricos da bacia do rio iguaçu/sarapuí, com ênfase no controle de inundações. Relatório final IGRE- 029-ro – Serla, Rio de Janeiro.

Costa, L. A. A.; Pessoa, D. M. M.; Carreira, R. S. 2018. Chemical and biological indicators of sewage river input to an urban tropical estuary (Guanabara Bay, Brazil). EcologicalIndicators, Volume 90, p. 513-518.

Damasco, F. S.; Da Cunha, S. B. 2014. Avaliação da degradação hidromorfológica de canais como subsídio à gestão do risco de inundações urbanas: bacia dos rios Guaxindiba/Alcântara (Rio de Janeiro, Brasil)Avaliação da degradação hidromorfológica de canais como subsídio à gestão do risco de inundações urbanas: bacia dos rios Guaxindiba/Alcântara (Rio de Janeiro, Brasil). presentedatthe 2014. Coimbra. Disponível em: <https://digitalis.uc.pt/handle/10316.2/34848>

Dantas, J. R. C.; Lins, G. A. 2007. Impactos ambientais na bacia hidrográfica de Guapi/Macacu e suas consequências para o abastecimento de água nos municípios do

leste da Baía de Guanabara. Rio de Janeiro: CETEM. (Série Gestão e Planejamento Ambiental, 10).

Faria, M.M. & Sanchez, B.A. 2001. Geochemistry and mineralogy of recent sediments of Guanabara Bay (NE sector) and its major rivers- Rio de Janeiro State-Brazil, 73 (1): 121-133.

Femar. 1998. Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. (Projeto Planagua Sema/ GTZ de Cooperação Técnica Brasil-Alemanha.) Rio de Janeiro.

Ferrari, A. L. & Silva, M. A. M. 1997. Bacia do Macacu (RJ): proposta de uma nova bacia do rift continental do sudeste do Brasil. In: simpósio de geologia do sudeste, 5, atas, Penedo, p. 32-34. In: Silva, l. C. Geologia do estado do Rio de Janeiro: texto explicativo do mapa geológico do estado do Rio de Janeiro / organizado por Luiz Carlos da Silva {e} hélio canejo da silva cunha. – Brasília: CPRM. 2ª edição revista em 2001.

Ferrari, A. L. 1990. A geologia do rift da Guanabara (RJ) na sua porção centro-oriental e sua relação com o embasamento pré-cambriano. Anais do XXXVI congresso brasileiro de geologia, natal, RN.

Figueiredo Jr., A.G.; De Toledo, M.B.; Cordeiro, R.C.; Godoy, J.M.O.; Da Silva, F.T.; Vasconcelos, S.C.; Dos Santos, R.A. 2014. Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 415, 83–90. doi:10.1016/j.palaeo.2014.08.027

Fistarol, G.D.O.; Coutinho, F.H.; Moreira, A.P.B.; Venas, T.; Canovas, A.; de Paula Jr, S.E.M.; Coutinho, R.; de Moura, R.L.; Valentin, J.L.; Tenenbaum, D.R.; Paranhos, R.; Valle, R.; Thompson, C.; Salomon, P.; Thompson, F.; 2015. Environmental andsanitaryconditionsof Guanabara Bay Rio de Janeiro. Front. Microbiol. 6, 1232.

Galvão, R. S.; Cunha, S. B. 2010. Intervenções na Bacia Hidrográfica do Rio João Mendes (Niterói/RJ): Das Alterações na Drenagem ao Projeto de Renaturalização. In: XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 2010, Porto Alegre. XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 2010.

IBG - INSTITUTO BAÍA DE GUANABARA. 2002. Nossos Rios- Niterói, 31p.

IPP. Instituto Municipal de Urbanismo Pereira Passos. Plano estratégico da cidade do Rio de Janeiro. 2019. Disponível em: <www.rio.rj.gov.br/planoestrategico>. Acesso em: Agosto. 2019.

Katsaounos, C.Z.; Giokas, D.L.; Leonardos, I.D.; Karayannis, M.I. 2007. Speciation of phosphorus fractionation in river sediments by explanatory data analysis. Water Research, 41: 406-418.

Kjerve, B.; Ribeiro, C.H.; Dias, G.T.M.; Filippo, A.M.; Quaresma, V.D. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baia de Guanabara, Rio de

Janeiro, Brazil. Continental ShelfResearch, 17(13): 1609-1643.

Martin, L.; Suguio, K.; Dominguez, J.M.L.; Flexor, J.M.; Azevedo, A.E.G. 1997. Geologia do Quaternário Costeiro do Litoral do Rio de Janeiro e do Espírito Santo. Belo Horizonte, FAPESP/CPRM, 112 p.

Melo, G.V.; Baptista Neto, J.A.; Malm, O.; Fernandez, M.A.S.; Patchineelam, S.M. 2015. Composition and behaviour of heavy metals in suspended sediments in a tropical estuarine system. Environ. Earth Sci. 73, 1331 e 1344.

Miranda, A. S. 2017. Watershed management - Case study of the river basin of the Iguaçu River in Nova Iguaçu municipality. Ver. Tamoios, São Gonçalo (RJ), ano 13, n. 1, págs. 37-49.

Muehe, D. 2019. Erosão e progradação do Litoral Brasileiro. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006b. 475p.

Nowat, F.S.; Bundy K. J. 2001.Correlation of field-measured toxicity with chemical concentration and pollutant availability. EnvironmentInternational. 27, 479- 489.

Pellegrini, A. B. S., Cammarota, M. C. 2016. Estudo comparativo entre o crescimento populacional da Barra da Tijuca e a degradação do complexo lagunar de Jacarepaguá nos últimos 30 anos. 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Periódico 41. PUCRS. Porto Alegre/RS.

Pereira, P. S. P. M. L.; Mendes, L. D. 2017. Geomorfometria de bacia hidrográfica urbanizada: uma análise no rio iguaçu-sarapuí(rj). Os desafios da geografia física na fronteira do conhecimento. XVII Simpósio Brasileiro de Geografia Aplicada. I Congresso Nacional de Geografia Física. Instituto de Geociências – Unicampi, Campinas – SP.

Pereira, V. C. R.; Almeida, C. N.; Silva, T. M. 2017. Diagnóstico hidrogeoquímico na bacia do Guapirimirim-Macacu (RJ). Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ, Vol. 40 – 3, p. 82-93.

Pimenta, L. C. 2009. Contribuições para o entendimento e planejamento da ocupação urbana da Baixada de Jacarepaguá - Rio de Janeiro / RJ: uma aplicação da matriz P.E.I.R., 2009. 97 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Porto, M.F.A., Porto, L.L.2008. Gestão de Bacias hidrográficas. Estudos avançados 22. (63).

Rangel, C. M. A.; Baptista Neto,J.A. ; Lima, L. G. ; Oliveira, P. S. 2013. Speciation of Phosphorus in a Estuarine System Inside Guanabara Bay. Journal of Coastal Research, v. 65, p. 1194-1199.

Rangel, C. M. A.; Baptista Neto, J.A.; Oliveira, P. S.; Lima, L.G.; Fonseca, E.M. 2016. Assessment of human effects through phosphorus partitioning in sediments from two catchment basins around Guanabara Bay, SE Brazil. Environmental Earth Science, v. 75, p. 1215.

Rangel, C. M. A.; Baptista Neto,J.A. ; Fonseca, E. M. 2012. Estudo geoambiental das concentrações de hidrocarbonetos de petróleo (policíclicos aromáticos HPAs) ao longo do Rio Estrela, Baía de Guanabara RJ. Revista Tamoios (Online), v. 08, p. 40-51.

RE_P2_HIDROLOGIA_1ºSEM_V02. 2018. Caracterização das vazões e dos aportes de cargas contribuintes ao sistema perilagunar Piratininga-Itaipu / Niterói. Hidroscience consultoria e restauração ambiental. Porto Alegre – RS.

Resolução CERHI-RJ nº 107, de 22 de maio de 2013.

Roberto, D. M. 2009. DIAGNÓSTICO DA HIDROGRAFIA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DA GUANABARA E REGIÃO. DIAGNÓSTICO DA HIDROGRAFIA. Plano de Manejo da Estação Ecológica da Guanabara.

Rodrigues, J. L. M.; Afonso, A. E. 2011. Relações entre padrões de uso do solo e enchentes ao longo dos canais fluviais da bacia hidrográfica do rio Caceribu, Tanguá (RJ). In: XIV Simpósio brasileiro de geografia física aplicada, Dourados – MS.

RuellanF. 1944. Evolução geomorfológica da baía de Guanabara e das regiões vizinhas, revista brasileira de geografia, 6(4): 445 – 508.

Santos D. M., Bossini J. A. T., Preussle K. H., Vasconcelos, E. C., Carvalho-Neto F. S.; Carvalho-Filho M. A. S. 2006. Avaliação de Metais Pesados na Baía de Paranaguá, PR, Brasil, sob Influência das Atividades Antrópicas J. Braz. Soc. Ecotoxicol, 1(2): 157-160.

Schafer, J.; Blanch, G.; Lapaquellerie, Y.; Maillet, N.; Maneux, E.; Etcheber, E. 2002. Ten-year observation of the Gironde tributary fluvial system: Fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium. Marine Chemistry, 79: 229-242.

Secretaria de Estado do Ambiente (SEA/ UEPSAM). 2016. PROGRAMA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DOS MUNICÍPIOS DO ENTORNO DA BAÍA DE GUANABARA/ UEPSAM. Convênio de Cooperação Técnica: ATN/OC-14223-BR SDP No: SQC No 17/2015.

SEMADS/GTZ, 2001. Ambiente das Águas no Estado do Rio de Janeiro. Coordenador William Weber. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, Projeto PLANÁGUA SEMADS/GTZ. Rio de Janeiro: SEMADS, 230 p. 2001.

Seminário e relatório parcial dos riscos de inundação elaboração do plano municipal de redução de riscos – etapa 02.1. 2006. (Programa de Urbanização, Regularização e Integração de Assentamentos Precários do Ministério das Cidades) Universidade Federal Fluminense – UFF.

Suzumura, M.; Kokubun, M.; Arata, N. 2004. Distribution and characteristics of suspended particule matter in heavily eutrophic estuary, Tokyo Bay, Japan. Marine Pollution Bulletin, 49: 496-503.

Takács, M.; Alberts, J. J.; Egeberg, P. K. 1999. Characterization of natural organic matter

from eight Norweigan surface waters: proton and cooper binding. Environ. Int, 25: 315-323.

Tonello, K. C.; Dias, H. C. T.; Souza, A. L.; Alvares, C. A.; Ribeiro, S.; Leite, F. P. 2006. Morfometria da Bacia Hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. Revista Árvore, v.30, n.5, p.849-857.

Tucci C. & Mendes A.C. 2006. Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica. MMA; PNUD, 311p.

Tundisi, J. G.; MatsuMUR TUNDISI, T. Água no século 21. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

Valle, R., Thompson, C., Salomon, P., Thompson, F., 2015. Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay Rio de Janeiro. Front. Microbiol. 6, 1232.

Viers, J.; Dupré, B.; Gailladert, J. 2009. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. Science of the Total Environment, 409: 853-868.

Wang, H.J.; Yang, Z.S.; Saito., Y.; Liu, J.P.; Sun, X.X. 2007. Stepwise decrease of the Huanghe (Yellow River) sediment load (1950-2005): Impacts of climate change and human activities. Global and Planetary Change, 57 (3-4): 331-354.

Warnken, K.W.; Gill, G.A., Griffin, L.L.; Santschi, P.H. 2001. Sediment-water exchange of Mn, Fe, Ni and Zn in Galveston Bay, Texas.Marine Chemistry. 73, 215-231.

Zalan, P. V. & Oliveira, J. A. B. 2005. Origem e evolução estrutural do sistema de riftes-cenozóicos do sudeste do brasil. Boletim de geociências da PETROBRAS - v. 13, n. 2.

O CLIMA DA BAÍA DE GUANABARA

Carla Maciel Salgado
Allan Sandes de Oliveira
Núbia Beray Armond

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, consistentes projeções de alterações climáticas indicam um aumento da temperatura e impactos severos para diversos ecossistemas, ciclo hidrológico, sociedade humana e todo seu sistema produtivo. Neste contexto, são postos novos desafios à recuperação e preservação da Baía de Guanabara. Compreender a dinâmica espacial e temporal, incluindo uma perspectiva de reconstrução climática, associada aos processos que conduzem o sistema climático no presente, é essencial para o desenvolvimento de respostas efetivas a esses desafios.

São três os principais motivos que dão suporte a esta afirmação: (i) a necessidade de um melhor entendimento sobre a variabilidade climática da área da Baía de Guanabara, aprofundando as diferenciações entre os processos climáticos naturais e aqueles antrópicos; (ii) auxiliar o estabelecimento de cenários climáticos futuros, com a validação dos resultados de modelos numéricos utilizados em projeções climáticas, por exemplo, eventos climáticos de natureza extrema registrados no passado geológico; (iii) a necessidade de se conhecer as possíveis respostas da Baía de Guanabara e de seu ecossistema frente a modificações significativas nos parâmetros climáticos específicos.

Ao longo do tempo geológico, alterações em fatores meteorológicos, geográficos e astronômicos resultaram em climas globais mais frios e mais quentes, especialmente no período Quaternário[1] (aproximadamente os últimos 1,81 Ma). Registros sedimentares, biológicos e químicos evidenciaram fases de avanços e recuos de geleiras, caracterizando estádios glaciais e interglaciais quaternários (SANT'ANNA NETO e NERY, 2005; SUGUIO, 2010). O aprofundamento das investigações levou ainda à identificação de fases mais curtas de aquecimento e resfriamento dentro dos grandes intervalos de glaciação e interglaciação, sendo tais variações

1 Denomina-se Quaternário o segundo período da era Cenozóica, que abrange duas épocas com dinâmicas ambientais distintas: Pleistoceno, entre 1,8 milhão de anos e 10.000 anos antes do presente (AP), e Holoceno, entre 10.000 anos AP e os dias atuais.

relacionadas a fatores regionais e locais (SUGUIO, 2010). Nesta perspectiva, as características climáticas de um local dependem da inter-relação entre os seus vários fatores geográficos (ou estáticos) e dinâmicos (atmosféricos). Aspectos do relevo, como altitude e orientação das vertentes, podem interagir com sistemas atmosféricos, como as frentes, e gerar características climáticas singulares.

A Baía de Guanabara e seu entorno possuem registros que comprovam uma evolução paleoclimática quaternária, combinando características de temperatura (mais quente e mais fria) e de precipitação (variações de intensidade e de regularidade de chuvas), reguladas por sistemas atmosféricos globais (Zona de Convergência Intertropical, Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul etc.) e secundários (sistemas frontais etc.). Tais sistemas estariam operando em posições e intensidades diferentes das atuais.

No presente, verifica-se que o Estado do Rio de Janeiro (no qual se insere a Baía de Guanabara), apesar de posicionado numa área tropical, apresenta uma grande diversidade de fatores climáticos, cujas interações produzem variações espaciais de climas quentes e úmidos, sem seca ou com subseca, e climas mesotérmicos (NIMER, 1989; SANT'ANNA NETO, 2005).

Apesar de ser visível a redução das altitudes e da extensão da barreira orográfica no entorno da Baía de Guanabara, em comparação ao Estado do Rio de Janeiro, a influência de contrastes altimétricos entre planície costeira e maciços litorâneos, do efeito da maritimidade e da latitude tropical ainda se fazem presentes. Quando relacionados à atuação de diferentes sistemas atmosféricos regionais e locais, podem produzir, por exemplo, médias anuais de temperatura e precipitação variadas, de acordo com as suas próprias características (NIMER, 1989; SANT'ANNA NETO, 2005; ARMOND e SANT'ANNA NETO, 2017).

Outro fator a ser considerado é a expansão da urbanização no entorno da Baía de Guanabara, que constitui a Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ). Silva (2015) discute um processo de reestruturação na RMRJ, caracterizada pela dispersão metropolitana e formação de novas áreas de centralidade externas à cidade do Rio de Janeiro nas últimas décadas. Neste contexto, observa-se a conurbação de cidades com a consequente eliminação de áreas com cobertura vegetal, substituídas por materiais construtivos (asfalto, cimento, concreto etc.) que alteram o balanço de energia entre superfície e atmosfera locais. Daí surgem mudanças expressivas no ar relacionadas à temperatura, à umidade relativa, à composição química, entre outros aspectos, contribuindo para a constituição de um clima urbano e uma queda da qualidade ambiental nas cidades.

Diante do exposto, o presente capítulo busca apresentar as características e fatores climáticos da área da Baía de Guanabara, desde o passado recente até o tempo atual. Inicialmente, discute-se a evolução paleoclimática focada no Holoceno, recorrendo-se à reconstituição paleoambiental relatada por diferentes autores. Em seguida, são apresentadas as características climáticas atuais relacionando-as a fatores dinâmicos (sistemas atmosféricos) e geográficos (características do relevo, efeito da maritimidade e da urbanização etc.). Por fim, são discutidos os impactos socioambientais frente a dinâmica climática, considerando especialmente a expansão da urbanização do entorno da Baía de Guanabara.

2. ASPECTOS PALEOCLIMÁTICOS DA BAIA DE GUANABARA

As flutuações do nível relativo do mar ao longo do Quaternário constituem fator de grande importância na evolução da Baía de Guanabara. Boa parte do que hoje é conhecido como Baía de Guanabara, está relacionada a transformações ocorridas ao longo desse período, caracterizado pela invasão e acumulação de sedimento fluvio-marinho e por uma variabilidade climática associada a fatores atmosféricos atuantes em escala local, regional e global.

O registro instrumental do clima na área é relativamente curto, raramente ultrapassando 100 anos de duração, como por exemplo, a série histórica de 1921-2009, registrada na estação meteorológica do Rio de Janeiro (Centro da cidade), apresentada por Lucena (2019). Portanto, para acessar diferentes escalas temporais e mecanismos de variabilidade do sistema superfície-atmosfera do entorno da Baía de Guanabara, pode-se recorrer a registros sedimentares, biológicos e biogeoquímicos, como sedimentos marinhos e fluviais, espeleotemas (depósitos carbonáticos em cavernas) e anéis de crescimento de árvores, entre outros. O uso desses indicadores possibilita uma reconstrução paleoambiental, refletindo características climáticas pretéritas.

Durante o último período glacial, há cerca de 20.000 – 18.000 anos antes do presente (AP), a área da Baía de Guanabara passou por mudanças climáticas e paleoambientais significativas. Nesse período, Amador (1997) descreve para a área um canal principal no interior da baía, denominado por ele de "Paleo-rio Guanabara", no qual desaguava toda a drenagem das bacias hidrográficas convergentes à esta (Figura 1). O sistema de drenagem seria entrelaçado, com canais rasos e largos, refletindo um clima seco. Com a posição de nível de mar abaixo do atual, até cerca

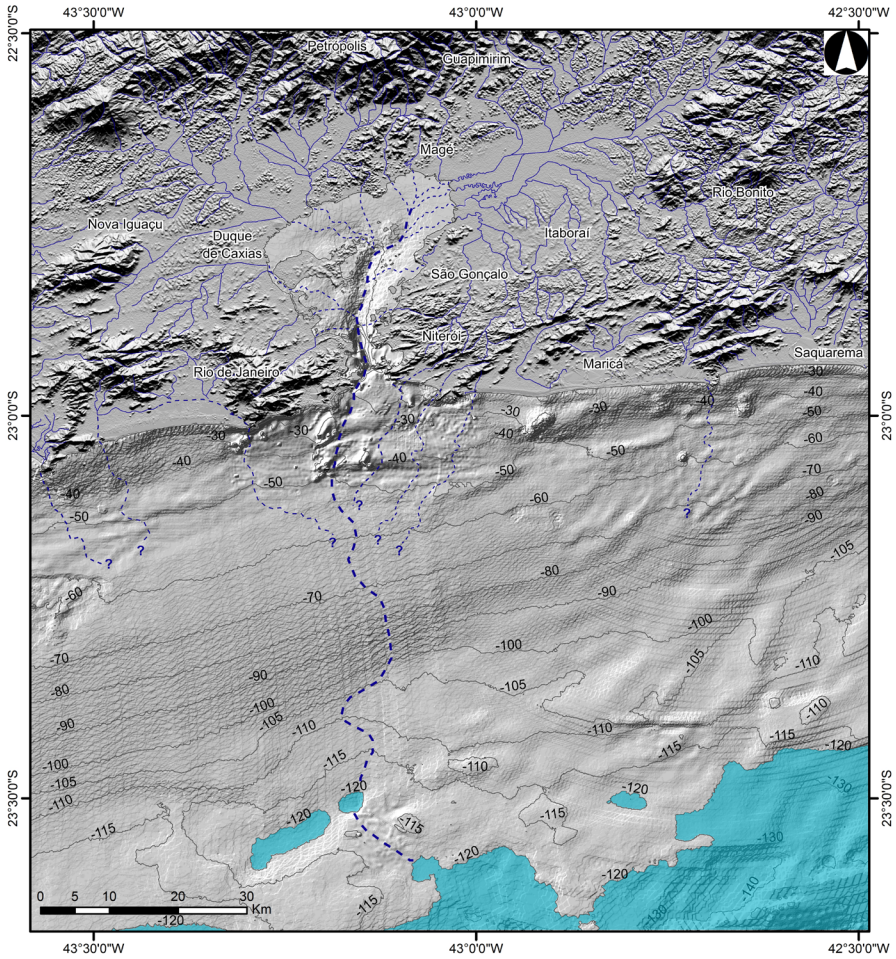


Figura 1 - Cenário paleogeográfico no último período glacial entre 20 e 18 mil anos AP (estágio isotópico II) da Baía de Guanabara, com um paleocanal central e paleodrenagem (linha azul tracejada), segundo AMADOR (1997; 2012; 2013). Adaptado por Allan Sandes de Oliveira. Fonte dos dados: Banco Nacional de dados Oceanográficos (BNDO – Marinha do Brasil) e Topodata (IBGE).

de 120 metros, a linha de costa estaria a dezenas de quilômetros da verificada no presente, com migração dos sistemas costeiros em direção à quebra da plataforma e talude superior, onde teriam se desenvolvido feições típicas de áreas costeiras. As ilhas atuais constituíam porções mais elevadas de fragmentos dos maciços litorâneos.

Os cenários paleogeográficos seguintes elaborados por Amador (1997; 2012; 2013) entre o início e o fim da transgressão marinha (18 mil e 6 mil anos AP), retratam o afogamento gradual da bacia fluvial pleistocênica por águas marinhas, marcando o início do Holoceno Inferior e caracterizada pela variabilidade climática, denominada

de Transgressão Guanabarina. Condições de clima seco com longo período anual de seca são observadas em registros paleoambientais por volta de 14.000 anos AP, como consequência do evento Younger Dryas[2], pouco antes do início do Holoceno.

Registros palinológicos indicando proporções elevadas de espécies herbáceas nos depósitos sedimentares, referentes ao período anterior na região de Minas Gerais (no reverso da Serra do Mar), sugerem um clima marcadamente mais frio e seco do que hoje para o Último Máximo Glacial (Barros et al., 2016). Por volta de 11.000 anos AP, foram observados em registros geoquímicos de titânio (Ti) em testemunhos marinhos da Bacia de Cariaco (Haug et al., 2001), na Venezuela, na latitude aproximada de 10ºN, um clima quente e úmido, enquanto um clima frio parecia prevalecer na região central e sudeste do Brasil, sugerindo que a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) estava alocada mais ao norte do que está agora no presente.

Análises realizadas em espeleotemas de cavernas nas regiões Sul e Sudeste da América do Sul, indicam um cenário de déficit hídrico até o holoceno médio. No entanto, após esse período observou-se uma tendência de aumento gradativo de umidade de 7.000 a 5.000 anos AP (Cruz et al., 2005; 2009). Tais condições estão associadas ao enfraquecimento do sistema de monção da América do Sul (SMAS) e redução da precipitação sobre a área de influência da Zona de Convergência da América do Sul (ZCAS), como resultado da diminuição da insolação de verão no período sobre a América do Sul, reduzindo o gradiente de temperatura oceano-continente.

Estudos realizados por Kirchner et al. (2015), baseados em indicadores geomorfológicos, identificaram nas bacias dos rios Macacu e Guapiaçu, um dos rios mais importantes para a Baía de Guanabara, um período mais seco entre 6600 e 4400 anos AP, que se refletiu em encostas estáveis e menor competência fluvial. Posteriormente, ocorreu uma transição para um período cada vez mais úmido, com menor estabilidade das encostas e maior capacidade erosiva, resultando num subsequente aumento do transporte de sedimentos finos em suspensão para a baía.

Durante o máximo transgressivo holocênico, entre 6.000 e 5.000 anos AP, a Baía de Guanabara teria dobrado de tamanho (área) em função da elevação do nível médio do mar de 3 a 4 m acima do atual. Lazzari (2016), analisando testemunhos retirados da plataforma continental do Rio de Janeiro, identificou para este mesmo

2 O Younger Dryas é um dos casos mais conhecidos de mudanças abruptas do clima observados no paleoclima global. Há cerca de 14.500 anos atrás, o clima da Terra começou a sofrer uma transição, de um mundo glacial frio para um estado interglacial mais quente. As temperaturas no hemisfério norte subitamente voltaram às condições quase glaciais por volta de 11.500 anos atrás (Alley 2000). Esse período quase glacial é chamado de YoungerDryas, em homenagem a uma flor (Dryasoctopetala) que cresce em condições frias e que se tornou comum na Europa durante esse período.

período um alto aporte continental, condições de alta produtividade primária na coluna d'água e altos fluxos de elementos traços como níquel (Ni), cobre (Cu) e zinco (Zn). A partir de aproximadamente 5.000 anos AP, condições climáticas mais úmidas na região amazônica indicam deslocamento mais ao sul da posição média da ZCIT e um fortalecimento do SMAS, aumentando a umidade no sudeste do Brasil.

Registros em espeleotemas, na região Centro-oeste e Sudeste, sugerem uma expansão da floresta tropical. Barreto et al. (2015), utilizando indicadores palinológicos na Baía de Guanabara, como análises de restos de carvões pretéritos, identificaram um período de predominância de clima úmido entre 3.380 anos AP e 2.960 anos AP, seguido por um período mais quente e menos úmido até 2.820 anos AP. O intervalo de tempo mais úmido também foi identificado por Kirchner et al. (2015) na bacia hidrográfica dos rios Guapiaçu e Macacu, através da identificação de um aumento na frequência de eventos de chuvas fortes.

Na plataforma continental do Rio de Janeiro, estas observações coincidem com altos fluxos de carbono orgânico total e de elementos marcadores continentais, registrados para os períodos 4.400 anos AP, 3.000 anos AP, 3.200 anos AP e 2.800 anos AP por Lazzari (2016).

As mudanças climáticas observadas durante o holoceno mostram claramente uma migração de um regime climático mais frio e seco para condições climáticas mais úmidas a partir do holoceno médio, sendo os últimos 1000 anos identificados como o período mais chuvoso do holoceno. Barreto et al. (2015) e Lazzari (2016) identificaram, ainda, o aumento de ocupação humana ao redor da Baia de Guanabara durante o Holoceno Superior. O aumento nos fluxos de alguns elementos terrígenos, tais como níquel (Ni), zinco (Zn), cobre (Cu) e carbono orgânico totais, por volta de 1.800 a 1.400 anos AP, pode estar relacionado com a ocupação humana e com as práticas de corte de vegetação e queima para uso do solo.

Por meio das informações paleoambientais identificadas na literatura para a Baía de Guanabara, foi possível gerar uma síntese evolutiva das condições climáticas da área considerando os últimos 14.000 mil anos (Figura 2).

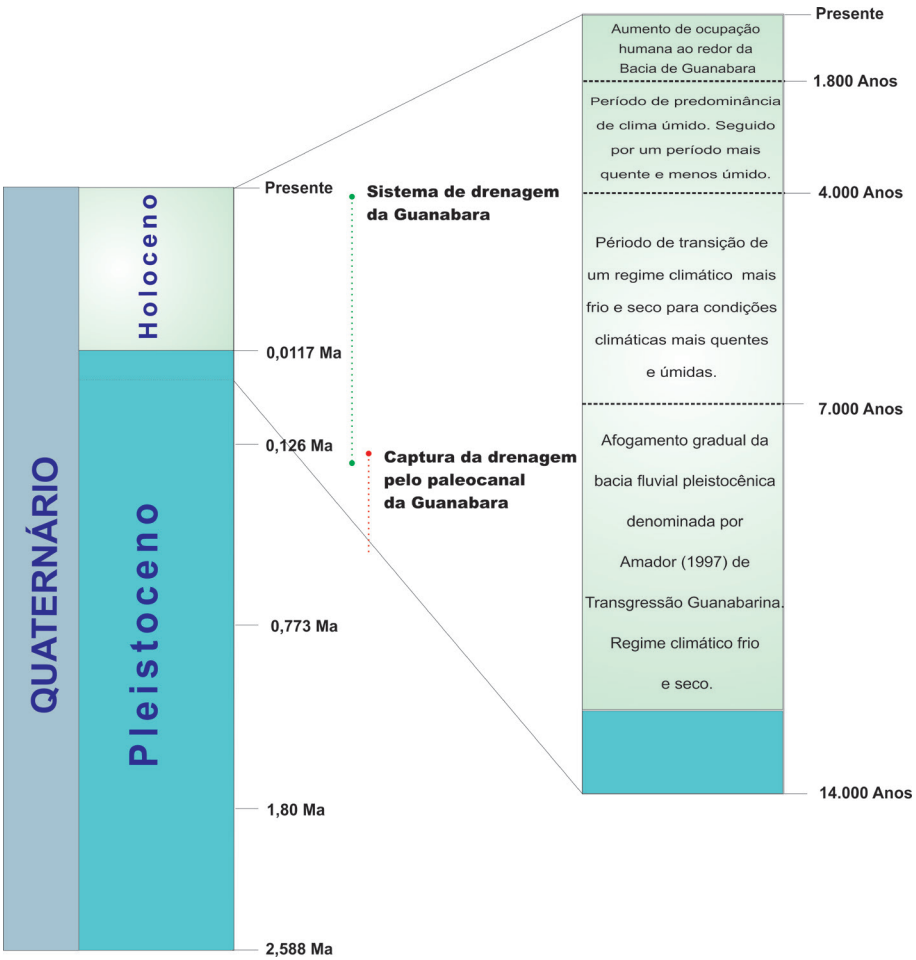


Figura 2 – Síntese da evolução paleoclimática da Baía de Guanabara no passado recente. Adaptado de Amador (1980); Angulo e Lessa, (1997). Elaborado por Allan Sandes de Oliveira.

3. ELEMENTOS E FATORES CLIMÁTICOS NA BAÍA DE GUANABARA

Os valores dos elementos climáticos aqui apresentados (temperatura do ar, precipitação etc.) correspondem às normais climatológicas calculadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), considerando os intervalos de 1961-1990 e 1981-2010[3]. Embora normais climatológicas sejam valores médios, estas atendem a um padrão internacional por envolver recursos estatísticos e séries

3 As normais climatológicas calculadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) podem ser acessadas em http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas

históricas com três décadas consecutivas, constituindo dados relevantes para a caracterização climática de uma determinada área.

Neste capítulo, são empregadas as normais climatológicas, além de valores absolutos, de estações meteorológicas em alguns municípios do entorno da Baía de Guanabara. A Figura 3 mostra a localização destas estações e destaca a configuração topográfica da área com base em três faixas hipsométricas, as quais retratam diferenças altimétricas entre a planície fluvio-marinha e os maciços litorâneos. Ao norte da área se ergue a Serra do Mar, com o nome local de Serra dos Órgãos, onde nascem importantes rios que deságuam na Baía de Guanabara.

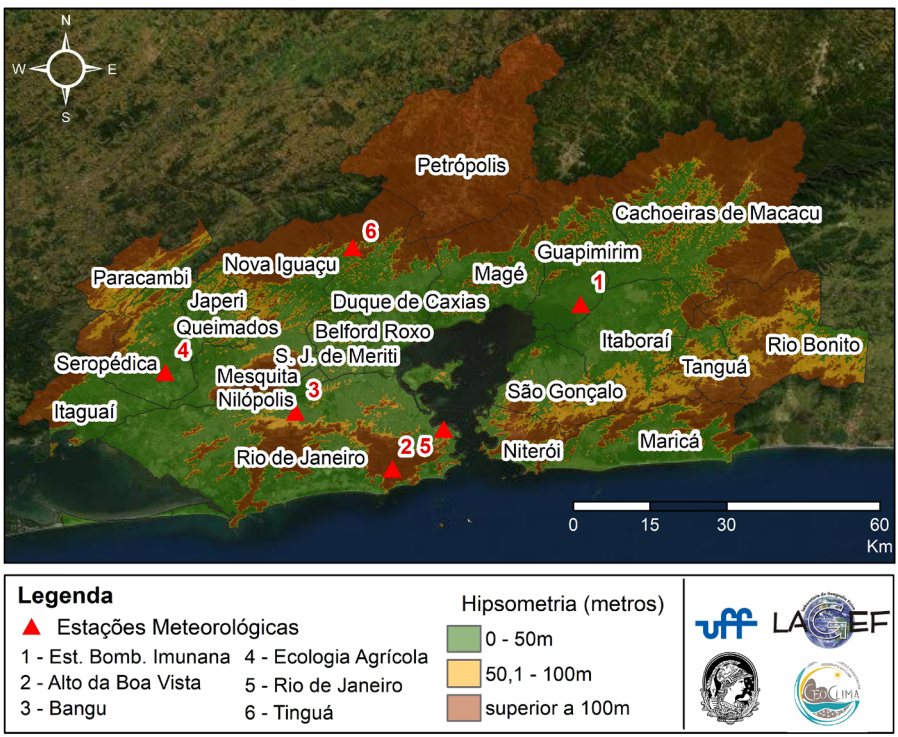


Figura 3 - Mapa hipsométrico com identificação de municípios do entorno da Baía de Guanabara. Os números representam estações meteorológicas citadas. Elaborado por Núbia B. Armond.

3.1. TEMPERATURA DO AR

Com base na normal climatológica 1961-1990, a área da Baía de Guanabara apresenta temperaturas médias anuais do ar que variam em torno de 23º C. Esta temperatura relaciona-se à latitude inserida na faixa tropical (22º Sul), possibilitando grande intensidade da radiação solar, principalmente pelo seu ângulo de incidência

mais direto. No entanto, existe uma pequena variação de temperaturas médias considerando as estações do ano. Os meses de verão registram temperaturas médias do ar entre 25 e 27º C, enquanto nos meses de inverno os valores variam entre 19 e 22º C (Figura 4). Tal variação sazonal ocorre devido ao tempo de exposição à radiação solar, sendo mais de 12 horas no verão, enquanto no inverno o tempo é menor.

Fatores dinâmicos também contribuem para a sazonalidade das temperaturas. No caso dos meses de inverno, o avanço de massas de ar polares oriundas do sul provocam redução, às vezes acentuada, da temperatura (NUNES et al., 2009), podendo chegar a 11º C (em 06/1989) na estação Rio de Janeiro, 8º C em Bangu (em 06/1994) e 7ºC em Seropédica/estação Ecologia Agrícola (em 07/1994), segundo registros do INMET.

Por outro lado, a massa Tropical Atlântica, originada no Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), contribui para aumento das temperaturas no verão. A estabilidade atmosférica, relacionada ao movimento de subsidência do ar, dificulta a formação de nebulosidade e facilita a incidência solar (NIMER, 1989). Deste modo, foram registradas pelo INMET temperaturas máximas absolutas de 42º C na estação Rio de Janeiro (em 12/2002) e 43º C em Bangu (em 01/1984).

Além da variação sazonal há a espacial, com localidades registrando temperaturas mais baixas, como Tinguá (município de Nova Iguaçu), e outras com 2º C ou 3º C mais quentes, como as estações Rio de Janeiro (Centro do município) e Bangu (bairro na Zona Oeste do Rio de Janeiro). As temperaturas mais

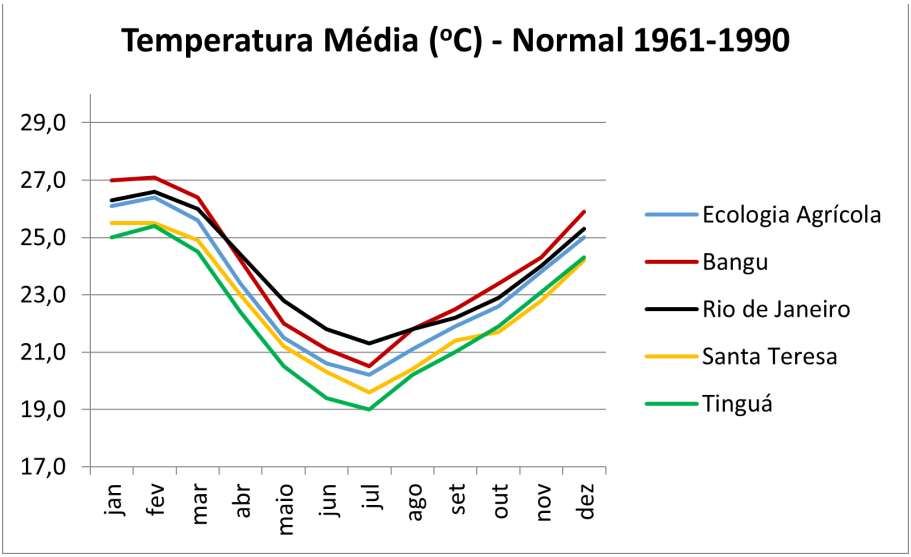


Figura 4 - Normal climatológica (1961-1990) de temperatura média mensal de estações presentes na área da Baía de Guanabara. Fonte dos dados: INMET. Elaborado por Carla M. Salgado.

amenas em Tinguá são favorecidas pela altitude do local (125m) e pela proximidade de vegetação densa (floresta ombrófila do Bioma Mata Atlântica, preservada na Reserva Biológica do Tinguá). As estações Rio de Janeiro e Bangu estão em altitudes menores (11m e 40m, respectivamente), sendo que Bangu situa-se entre os Maciços da Pedra Branca e do Gericinó-Mendanha, os quais influenciam diretamente a circulação atmosférica local.

No decorrer de décadas, os valores de temperaturas do ar podem se alterar em diferentes localidades. A figura 5 ilustra as normais climatológicas 1961-1990 e 1981-2010, calculadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), para as estações Rio de Janeiro (região central) e Ecologia Agrícola (município de Seropédica). Verifica-se que houve um aumento das médias mensais nas duas localidades, especialmente na estação meteorológica Rio de Janeiro (em média 1,32º C mais quente). Embora a diferença de valores entre os dois períodos relatados possa estar relacionada a fatores dinâmicos (ocorrência de El Niño, La Niña etc.), o maior aumento de temperatura do ar na estação Rio de Janeiro também se relaciona potencialmente ao grau de urbanização. Ao substituir superfícies de terra com diferentes coberturas vegetais por asfalto e cimento, ocorre uma mudança no balanço de energia local. Tais materiais construtivos absorvem a energia solar (radiação de onda curta) de forma rápida e intensa e liberam radiação infravermelha (terrestre, de onda longa), que aquece acentuadamente o ar.

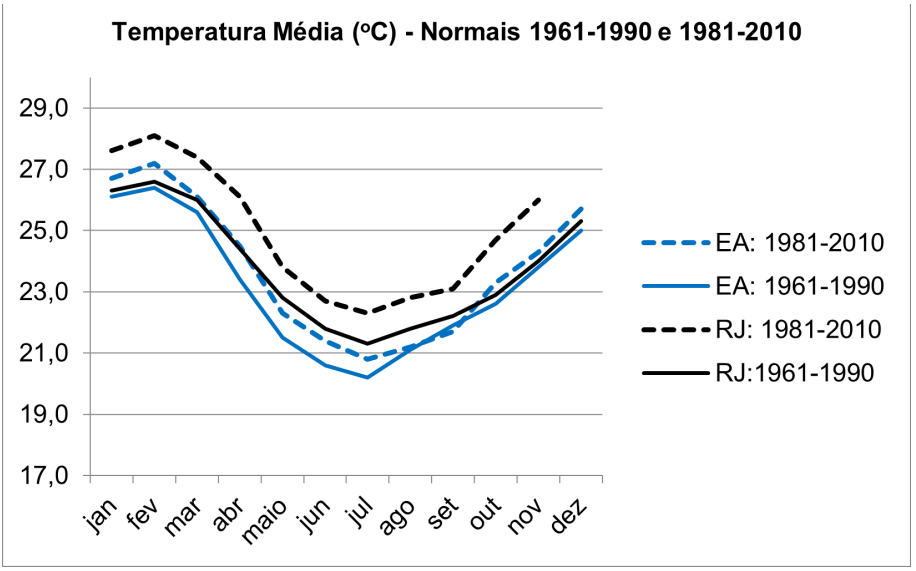


Figura 5 - Normais climatológicas (1961-1990 e 1981-2010) de temperatura média mensal de estações presentes na área da Baía de Guanabara. Fonte dos dados: INMET. Elaborado por Carla M. Salgado.

A relação entre aumento de temperatura do ar e o processo de urbanização na cidade do Rio de Janeiro foi apresentada por Lucena (2019). Se baseando em trabalhos anteriores e em análises estatísticas da série histórica 1921-2009 da estação Rio de Janeiro (centro da cidade), o referido autor identificou um significativo aumento da temperatura do ar nas décadas de 1990 e 2000, especialmente nos meses de verão, ocorrendo um acréscimo de 2,1ºC entre as décadas de 1930 e 1990. No entanto, o autor ressalta a importância de agregar mais estações meteorológicas para resultados melhor fundamentados.

3.2. PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

Os valores médios de precipitação anual no entorno da Baía de Guanabara também apresentam variabilidade espacial significativa (Figura 6). As estações posicionadas em locais mais elevados possuem maiores acumulados de chuva, como a estação Alto da Boa Vista (situada no maciço da Tijuca, a 347m de altitude), que registra precipitação média anual de 2235mm. Por outro lado, a estação

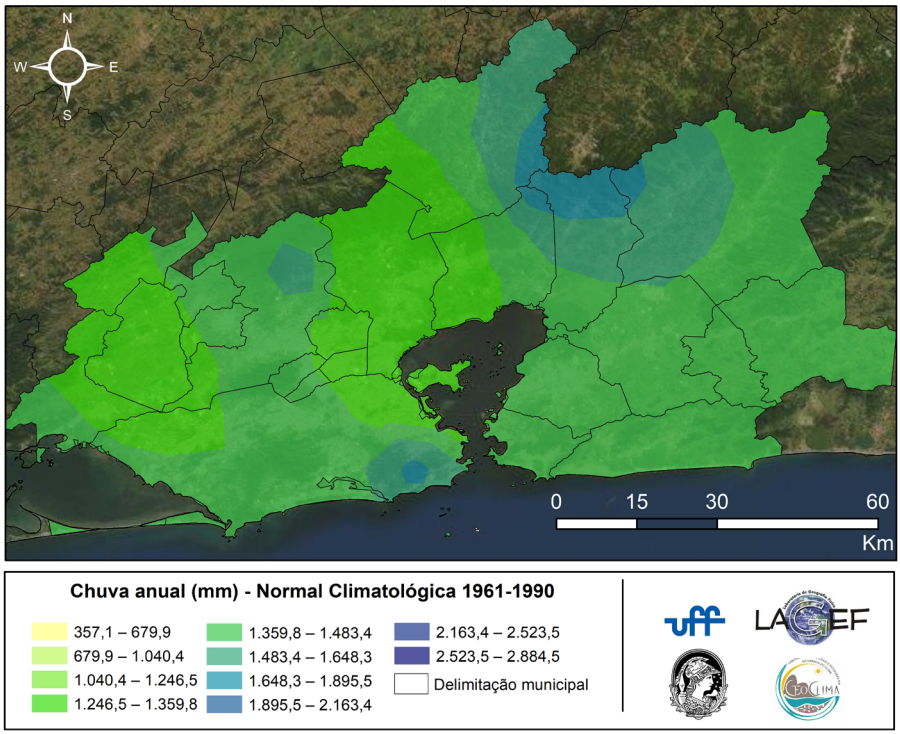


Figura 6 - Distribuição espacial da precipitação média anual, considerando valores da normal climatológica de 1961-1990, na área da Baía de Guanabara. Elaborado por Núbia B. Armond.

Rio de Janeiro, Bangu e Ecologia Agrícola possuem precipitação bem menor, 1069mm, 1228mm e 1274mm, respectivamente, de acordo com a normal climatológica 1961-1990 calculada pelo INMET.

As áreas de maior elevação se constituem em barreiras orográficas, promovendo a ascensão de ventos úmidos e a condensação de vapor d'água, o que favorece a formação de nuvens causadoras de precipitação, especialmente na vertente a barlavento. Como visto no capítulo 2, o entorno da Baía de Guanabara possui feições geomorfológicas de morros, serras isoladas e serras escarpadas com altitudes que podem ultrapassar 1000m, contribuindo para a variabilidade espacial da precipitação. A formação de nuvens e precipitação também é alimentada pela umidade fornecida pelo mar.

Ao longo do ano, verifica-se que os meses de verão e primavera possuem os mais elevados valores de precipitação (Figura 7 e Tabela 1), que podem ser de 3 a 5 vezes maiores dos registrados nos meses de inverno. Neste sentido, considerando a normal climatológica 1961-1990 da estação Rio de Janeiro, a precipitação média do mês de janeiro é 137mm e a de junho é 41mm. Na estação Alto da Boa Vista a média de janeiro é 245mm, enquanto em junho a média é 114mm. A normal climatológica 1981-2010 apresenta valores na mesma ordem de grandeza, com 273mm em dezembro e 132mm em junho nesta última estação meteorológica.

Cabe ressaltar que, em termos comparativos entre ambas as normais climatológicas, os valores médios anuais para as estações empregadas neste estudo não se apresentaram significativamente destoantes – a maior diferença é de 130mm na estação Alto da Boa Vista, seguida por 125mm na estação Rio de Janeiro, em torno de 5% e 10% da média anual (Tabela 1).

A distribuição sazonal, assim como a quantidade e intensidade da precipitação estão relacionadas a uma complexa interação entre sistemas meteorológicos tropicais e polares, condição destacada por alguns autores em diferentes décadas, como Serra e Ratisbonna (1941); Nimer (1989); Sant'anna Neto (2005); Dereczynsky et al. (2009); Armond e Sant'Anna Neto (2017).

Serra e Ratisbonna (1941), por exemplo, relatam a interação entre o Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), com ventos de sentido NE-SW, e os anticiclones frios polares, de orientação SW-NE. Para Nimer (1989), mesmo nos meses de primavera e verão, a Massa Polar Atlântica (mPa) é responsável pelo avanço das frentes formadas pelo encontro com o ASAS, que podem causar precipitação de diferentes intensidades. Neste período, os sistemas frontais geralmente avançam de forma mais lenta, organizando a atividade convectiva. Nos meses de inverno, o fortalecimento da m Pa geralmente constitui sistemas frontais que alcançam esta-

dos do Nordeste brasileiro. Disto resulta a atuação da mPana retaguarda da frente, causando tempo estável sobre o Rio de Janeiro, acompanhado de temperaturas e nebulosidade mais baixas e redução da umidade atmosférica e da precipitação.

Embora o Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) cause estabilidade atmosférica sobre o Estado do Rio de Janeiro na maior parte do ano, além dos sistemas frontais, o avanço de ciclones extratropicais, sistemas convec-

Tabela 1–Valores médios de precipitação estabelecidos segundo as diferentes normais climatológicas (1961-1990 e 1981-2010). Os valores em * não foram encontrados no banco de dados das Normais Climatológicas do INMET e, portanto, foram produzidos empregando-se o banco de dados utilizado por Armond (2018).

Meses/ Anual	Precipitação (mm) considerando normais climatológicas INMET							
	Alto da B. Vista		Bangu		Ecologia Agrícola		Rio de Janeiro	
	1961-1990	1981-2010	1961-1990	1981-2010	1961-1990	1981-2010	1961-1990	1981-2010*
Jan	245,9	209,1	182,4	204,9	202,4	197,8	137,1	163,2
Fev	178,4	174,8	149,4	148,7	153,2	146,6	130,4	109,1
Mar	207,1	215,7	156,1	155,7	160,5	157,2	135,8	141,3
Abr	203,9	203,3	104,9	108,7	96,7	76,3	94,9	104,3
Mai	175,2	188,5	66,4	74,8	53,8	63,8	69,8	71,2
Jun	114,9	132,7	35,9	56,4	39,5	38,6	42,7	47,7
Jul	136,5	182,3	45,1	43,5	29,2	37,7	41,9	52,8
Ago	137,3	141,9	48	38,8	41,8	28,9	44,5	30,4
Set	179	223	54,5	81,2	59,1	87	53,6	70,1
Out	194,1	203,7	83,4	80,9	107,2	97,8	86,5	104,9
Nov	234,5	217	122,8	105	135,5	149,4	97,8	127,1
Dez	228,9	273,8	179,1	152,4	195,6	178,6	134,2	171,9
Anual	2235,7	2365,8	1228	1251	1274,3	1259,7	1069,4	1194,4

Elaborado por Núbia B. Armond.

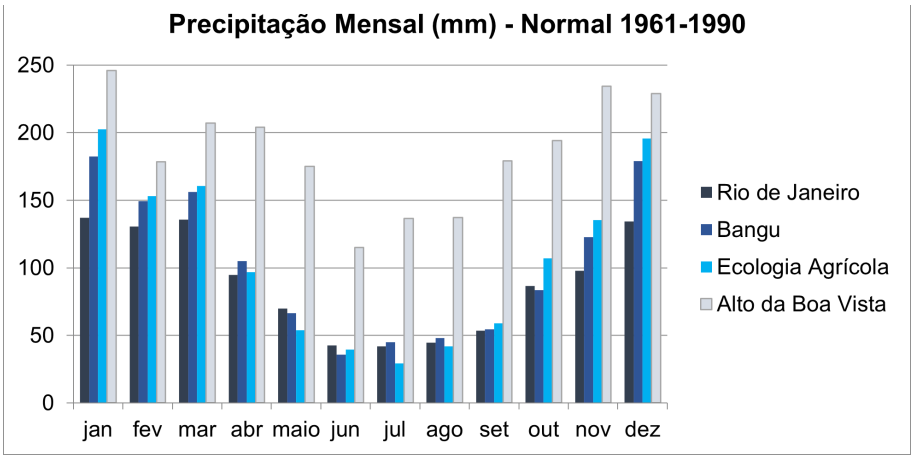


Figura 7 - Normal climatológica (1961-1990) de precipitação média mensal de estações presentes no entorno da Baía de Guanabara. Fonte dos dados: INMET. Elaborado por Carla M. Salgado.

tivos de meso escala (SCMs), entre outros sistemas, interrompem a estabilidade e atuam na intensificação da nebulosidade e na formação de precipitação.

Dereczynski et al. (2009) e Armond e Sant'Anna Neto (2017), ao realizarem análises sobre precipitação no município do Rio de Janeiro, também relatam a importância da Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) na formação de precipitação, muitas vezes intensa nos meses de verão. Carvalho e Jones (2009) caracterizam este sistema meteorológico como uma banda de nebulosidade convectiva, atravessando a América do Sul no sentido noroeste-sudeste, ou seja, interliga a Amazônia ao Sudeste do Brasil. A banda de nebulosidade pode se prolongar até o Oceano Atlântico e persistir por vários dias, provocando uma significativa acumulação de chuvas.

Embora os valores anuais e mensais de precipitação comentados anteriormente reflitam o clima tropical da região, a preocupação com este elemento climático reside nos acumulados em 24 horas, os quais podem ser altamente impactantes em municípios com elevado grau de urbanização. Em março de 1998, a estação Alto da Boa Vista registrou 327mm em 24 horas, ou seja, em um dia houve um acumulado de chuva maior que a média histórica para o mês de março (Normal Climatológica 1980-2010, de 215mm). Outros exemplos de registros de chuva extremamente intensa em 24 horas são nas estações Bangu (184mm em 02/1988) e Ecologia Agrícola (162mm em 02/2007). No município de Guapimirim, porção leste da Baía de Guanabara, o posto pluviométrico Estação de Bombeamento Imunana[4] registrou em 01/1991 o acumulado pluviométrico de 171mm em 24 horas, evidenciando que os eventos de precipitação intensa podem ocorrer em todo o entorno da Baía de Guanabara.

3.3. UMIDADE RELATIVA DO AR E VENTO

A umidade relativa do ar é um elemento que não apresenta a mesma magnitude de variação sazonal e espacial como observado para temperatura do ar e precipitação. Ao longo do ano, os valores da normal climatológica 1961-1990 de umidade relativa do ar variam entre 83% e 77% nas estações Rio de Janeiro e Alto da Boa Vista, enquanto em Bangu e Ecologia Agrícola, os valores estão entre 80% e 72%.

Nos meses de inverno, a tendência é de diminuição da umidade relativa do ar, podendo chegar a valores absolutos de 30% ou menos, como na estação Ecologia Agrí-

4 Posto pluviométrico operado pelo Serviço Geológico do Brasil, com dados divulgados pela Agência Nacional de Águas (ANA), acessados em http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas.

cola (Seropédica), em setembro de 1999. Valores tão baixos são mais difíceis de serem alcançados nos municípios banhados pelo mar, devido à disponibilidade de água para evaporação e brisa marítima que pode carregar vapor d´água para as áreas litorâneas. No entanto, a atuação do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS) pode conduzir à redução da umidade, pois o movimento de subsidência no seu interior traz ar mais seco da média e alta troposfera. Além disso, o fortalecimento do ASAS no inverno pode impedir a chegada de umidade oriunda da região amazônica.

Também por influência do ASAS, as direções predominantes do vento no Estado do Rio de Janeiro são dos quadrantes leste e nordeste (AMARANTE et al., 2002). No entanto, fatores geográficos locais (proximidade ao mar, relevos contrastantes entre colinas e baixadas, o próprio espelho d´água da baía, uso urbano e densidade de construções) e de fenômenos atmosféricos de mesoescala podem causar direções diferentes dos ventos de superfície em determinados trechos do entorno da Baía de Guanabara. Neste sentido, Pimentel et al. (2014) apontam que a estação Ecologia Agrícola (município de Seropédica) apresenta o padrão total caracterizado pelas direções sudoeste, ocorrendo especialmente no período tarde/noite, e norte, registrado geralmente ao longo da madrugada e manhã. Estas direções relacionam-se à formação de sistema de brisas marítima (tarde/noite) e terrestre (madrugada/manhã), embora esta última seja um pouco descaracterizada pela influência de relevo acidentado próximo ao local.

No caso da estação no aeroporto Santos Dumont, situado na entrada da Baía da Guanabara, Pimentel et al. (2014) relatam um padrão marcante de ventos norte-sul, embora haja registro de outras direções. Neste caso, os ventos do quadrante sul são os mais frequentes no período tarde/noite, enquanto os do quadrante norte ocorrem mais no período madrugada/manhã, representando, respectivamente, as brisas marítima e terrestre. A velocidade dos ventos geralmente é baixa, considerados brisas fracas, de acordo com a escala Beaufort, sendo que a intensidade tende a aumentar na primavera e no verão (OLIVEIRA-JÚNIOR et al., 2017).

4. DINÂMICA ATMOSFÉRICA E IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS

Os municípios no entorno da Baía de Guanabara apresentam um elevado grau de urbanização e conurbação, constituindo a Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ). Neste sentido, para a análise climatológica desta região a proposta teórico-metodológica de Sistema Clima Urbano, elaborada por Monteiro (1976), contribui para o entendimento da dinâmica atmosférica e sua

relação com impactos socioambientais. Nesta proposta, o Sistema Clima Urbano é decomposto em três subsistemas, o termodinâmico, o físico-químico e o hidrometeórico, refletindo um sistema aberto, evolutivo e dinâmico, resultado das dinâmicas interações entre a cidade, seu sítio e os processos inerentes à urbanização.

4.1. SUBSISTEMA TERMODINÂMICO

O subsistema termodinâmico está associado ao conforto/desconforto térmico, formação de ilhas de calor, inversão térmica, entre outros. Para a cidade do Rio de Janeiro, tais problemas foram discutidos por Brandão (2003), que realizou medições de temperatura do ar, umidade relativa, vento, além de conjugar análise sinótica e de grau de verticalização das construções urbanas, percorrendo diferentes bairros do município nos horários de 9, 15 e 21 horas. A autora identificou que os bairros de Bangu, Bonsucesso, Penha, Irajá e Campo Grande desenvolvem ilhas de calor intensas às 15 horas, favorecidas pela ausência ou distância de corpos hídricos, posição desfavorável à penetração de brisa, além da densidade de construções e intensa circulação de veículos. Por outro lado, bairros como Copacabana e Botafogo, onde se verifica uma grande densidade e verticalização de construções, há tendência de formação de ilha de calor noturna (às 21 horas). A formação de ilhas de calor no município é favorecida pelas condições sinóticas de atuação de anticiclone (Subtropical e Polar) e aquecimento pré-frontal.

Brandão (2003) também aponta que a persistência da situação de inversão térmica intensifica as ilhas de calor no Rio de Janeiro. A inversão térmica persistente por vários dias é gerada pelo movimento de subsidência de ar, inerente à dinâmica de sistemas de alta pressão (anticiclones). Ao se deslocar da alta e média troposfera em direção à superfície, ocorre compressão e aquecimento desta parcela do ar, o que inibe a formação de nuvens e constitui uma camada de ar mais quente geralmente entre 800 e 1000 m de altitude. Desta forma, uma parcela de ar mais fresco e úmido fica retida junto à superfície e outra parcela, mais quente e seca, se posiciona acima, estruturando a inversão térmica.

Empregando recursos de sensoriamento remoto para a análise dos espaços de calor na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), Lucena et al. (2018) analisaram o padrão espacial de temperatura da superfície continental. O referido estudo identifica a Área Central e a Zona Norte do município do Rio de Janeiro, as cidades de São João de Meriti, Nilópolis e Belford Roxo, na Baixada Fluminense, e São Gonçalo, no leste metropolitano, como os espaços mais

quentes da RMRJ. Em contrapartida, "ilhas de frescor" foram individualizadas nos maciços costeiros e nas unidades de conservação e parques urbanos em cidades como Guapimirim, Magé, Paracambi, além de alguns setores de Duque de Caxias, Nova Iguaçu e Rio de Janeiro. Neste caso, a maior altitude e presença de cobertura vegetal mais densa proporcionam temperaturas menos elevadas.

4.2. SUBSISTEMA FÍSICO-QUÍMICO

O tempo estável (ventos fracos, sem nebulosidade), característico do anticiclone, acompanhado de forte inversão térmica, conduz à retenção de poluentes em suspensão na baixa atmosfera (Figura 8). Esta situação relaciona-se ao subsistema físico-químico proposto por Monteiro (1976), afetando intensamente a qualidade do ar e a saúde da população urbana.

A atmosfera urbana abrange diferentes gases (ozônio, dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio etc.) e materiais particulados (poeira mineral, carbono e hidrocarbonetos complexos), considerados como indicadores da qualidade do ar. Barry e Chorley (2013) esclarecem que estudos apontam o material particulado fino (material particulado inalável – PM10) como um dos elementos que prejudicam intensamente a saúde da população, além dos gases poluentes.

Nos municípios da RMRJ há diversas fontes de poluentes, como indústrias (setor petroquímico, naval etc.), intensa circulação de veículos a diesel e gasolina, extração mineral (produção de saibro, brita etc.), construção civil etc. Grande parte dos poluentes gerados é monitorada por estações de qualidade do ar do Instituto Estadual do Ambiente (INEA-RJ). Com base nestes dados, Russo (2010) analisou série histórica de 1968 a 1999 focando no material particulado (partículas totais em suspensão – PTS), cujas fontes estão relacionadas às atividades construtivas e a alguns tipos de indústrias. O autor identificou que as maiores concentrações de PTS estavam acompanhando o eixo de crescimento da malha urbana e a transferência de determinadas atividades industriais em direção à Zona Oeste do município do Rio de Janeiro e a municípios da Baixada Fluminense (São João de Meriti, Duque de Caxias e Nova Iguaçu).

Mais recentemente, o Instituto Estadual do Ambiente confirma esta tendência por meio de relatório com dados coletados em 2015 (INEA, 2016). Neste ano foram registradas violações dos padrões aceitáveis de material particulado inalável (PM10), material particulado total (PTS) e ozônio (O3), principalmente na Baixada Fluminense, incluindo a área do Pólo Petroquímico de Campos Elíseos (Duque de

Caxias). As atividades industriais, as vias não pavimentadas, a queima de lixo a céu aberto, além da intensa circulação de veículos automotores são as principais fontes apontadas como causadoras das violações dos padrões de qualidade do ar.

Já Farias (2013) realizou análises sobre direção de ventos e dispersão de poluentes por meio de modelagem numérica atmosférica, dividindo a Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ) em quatro bacias aéreas. Estas são definidas pelo autor como "áreas com distintas concentrações de poluentes, formadas em consequência da orientação das vertentes e da altitude do relevo da RMRJ, que influenciam na direção dos ventos de superfície e dificultam a dispersão de poluentes" (FARIAS, 2013, p. 50). A bacia aérea I, compreendendo os municípios a oeste da RMRJ (Seropédica, Queimados e Japeri) e bairros da zona oeste do município do Rio de Janeiro, apresenta maior dificuldade para dispersar os poluentes devido à presença do Maciço da Pedra Branca, um dos maciços litorâneos presentes na região (Figura 9).

Considerando aspectos sazonais, Farias (2013) verificou que a instabilidade atmosférica nos meses de verão favorece a maior dispersão dos poluentes, enquanto no inverno, a atuação do ASAS concentra os poluentes mais próximos à superfície.

Figura 8 - Retenção de poluentes (camada mais escura) devido ao fenômeno de inversão térmica na cidade do Rio de Janeiro. Visão a partir da zona norte em direção à Niterói. Fonte: Carla Maciel Salgado (2005).

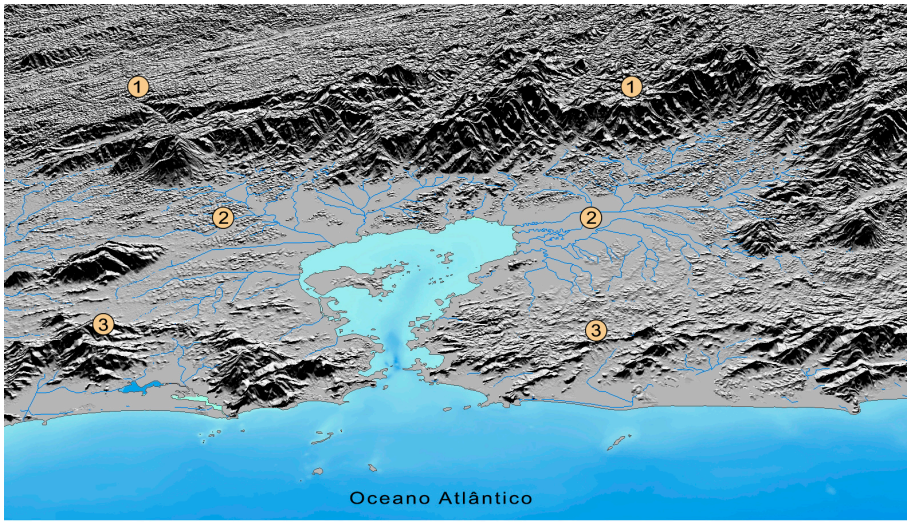


Figura 9 – Modelo digital de elevação retratando os contrastes topográficos do entorno da Baía de Guanabara, com destaque para os maciços litorâneos, baixada da Guanabara (planícies fluvio-marinhas) e Serra do Mar.Fonte dos dados: Banco Nacional de dados Oceanográficos (BNDO – Marinha do Brasil) e Topodata (IBGE). Elaborado por Alan Sandes de Oliveira.

4.3. SUBSISTEMA HIDROMETEÓRICO

No âmbito do subsistema hidrometeórico, a análise da precipitação em escala de minutos, horas e dias, expressando sua intensidade, é fundamental para avaliação do impacto pluvial que pode desorganizar profundamente a circulação e os serviços urbanos, causar perdas materiais e de vidas humanas num intervalo rápido de tempo.

Observando que chuvas com intensidade reduzida podem causar sérias repercussões no ambiente urbano, ao passo que nem toda a chuva intensa deflagra impactos significativos, Armond e Sant'Anna Neto (2017) distinguem dois termos: "evento extremo", como sendo as chuvas diárias estatisticamente acima dos valores habituais; "episódios extremos", correspondendo às chuvas que deflagraram impactos no espaço urbano, verificadas por meio de notícias jornalísticas sobre inundações e alagamentos.

Na discussão de episódios extremos, os referidos autores estabeleceram relações entre a precipitação e as características físicas e históricas da cidade do Rio de Janeiro, identificando dois eixos. Neste contexto, as inundações tiveram mais notificações nos bairros com características geomorfológicas de planícies,

como a baixada de Jacarepaguá, e nos bairros do centro e zona norte, que tiveram sucessivas intervenções urbanas desde o século XVI (aterramento de manguezais, obras de áreas estuarinas e em canais etc.).

Pristo et al. (2018) também analisaram dados de precipitação do Rio de Janeiro, buscando construir uma climatologia de eventos de chuva intensa (ECIs) para o município. A identificação de ECIs conjuga chuvas em 15 minutos e em 24 horas que sejam iguais ou superiores a seus percentis 95, sendo estes definidos para cada posto pluviométrico da cidade com dados de 2016. Os autores apontam uma perspectiva de 30 dias de ocorrência de ECIs na cidade do Rio de Janeiro por ano, sendo que 70% ocorrem no período chuvoso, entre dezembro e abril.

Outro aspecto importante levantado pelo referido trabalho, é a maior frequência de ECIs nas áreas de maciços, onde também se aglomeram residências de população de baixa renda e pouca, ou nenhuma, infraestrutura para melhor escoamento da água e contenção de encostas.

Os trabalhos de Dereczynski et al. (2009) e Armond e Sant'Anna Neto (2017) apontam que os eventos intensos de chuva são desencadeados principalmente pelos sistemas frontais, mesmo nos meses de primavera e verão. De forma secundária, a Zona de Convergência do Atlântico Sul também causa chuvas intensas, com ocorrência um pouco mais restrita aos meses de verão.

Como apresentado no Capítulo 3, as bacias hidrográficas que convergem para a Baía da Guanabara não possuem rios muito extensos, mas seus percursos geralmente atravessam áreas com declividades contrastantes – desde morros, serras isoladas e serras escarpadas até planície flúvio-marinha. Este aspecto geomorfológico, conjugado a precipitações intensas, muitas vezes incrementa a velocidade e turbulência dos fluxos fluviais. Em paralelo, as dimensões reduzidas das bacias hidrográficas as tornam muito sensíveis à intensidade da precipitação, pois o tempo de concentração dos fluxos superficiais é pequeno (CHEN et al., 2009). Esta sensibilidade pode ser agravada em função da impermeabilização do solo causada pela urbanização pobremente planejada.

Este conjunto de características físicas e de ocupação urbana conduz os municípios da RMRJ a uma grande suscetibilidade a movimentos de massa (escorregamentos, queda de blocos etc.) nas encostas e a inundações nas áreas de planície, sendo esta última agravada pela oscilação de maré, como apontado por Salgado (2012).

Nos últimos anos, episódios extremos de precipitação causaram grandes impactos em municípios do entorno da Baía de Guanabara. Armond et al. (2010) analisaram um episódio entre os dias 5 e 7 de abril de 2010, conhecido por causar

um grande escorregamento no morro do Bumba no município de Niterói (leste da Baía de Guanabara), onde houve a destruição de casas e morte de mais de 40 pessoas. O acumulado pluviométrico nos três dias registrado em estação meteorológica em São Gonçalo (município vizinho a Niterói) representou 193% do que costuma precipitar no mês de abril, segundo o referido trabalho. Outras localidades próximas também registraram grandes transtornos com escorregamentos devido ao episódio extremo de chuva, mesmo áreas com cobertura vegetal foram afetadas (Figura 10).

Apesar de episódios extremos de precipitação e dias sucessivos de chuva causarem impactos expressivos nas cidades, a escassez pluviométrica também repercute de forma negativa na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Coelho et al. (2016) relatam que o verão entre 2013 e 2014 foi classificado como excepcionalmente seco. O fim muito adiantado da estação chuvosa em janeiro de 2014 relaciona-se à ausência de episódios de Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS), um dos sistemas meteorológicos significativos na geração de precipitação na região sudeste. Acumulados de chuva abaixo da média histórica continuaram em 2015, afetando os principais mananciais de água que abastecem a RMRJ.

Salgado et al. (2007), ao analisarem série histórica (1968-2002) de precipitação de postos pluviométricos no leste da Baía da Guanabara, identificaram

Figura 10 – Ilha do Engenho (município de São Gonçalo, altura do bairro Porto Velho) em dois momentos: com cobertura vegetal, em dezembro de 2009; com cicatrizes de escorregamentos após episódio intenso de chuva, em abril de 2010. Fonte das imagens: Allan Sandes de Oliveira.

três períodos distintos em que houve variação da pluviosidade: 1968-1980, quando houve predomínio de anos com desvio negativo em relação à média da série histórica, 1981-1996, quando registrou-se maior número de anos com precipitação bem acima da média, e 1997-2002, compreendendo uma sequência de anos com desvios negativos em relação à média histórica, especialmente entre 1999 e 2002. Estes últimos anos foram marcados pela necessidade de racionamento de energia elétrica, predominantemente produzida por hidrelétricas no Brasil.

Tal variabilidade climática está associada a diferentes padrões de teleconexões, termo empregado para expressar a relação entre fenômenos climáticos de zonas distantes da Terra. Cavalcanti e Ambrizzi (2009, p. 318) explicam que teleconexão "refere-se a um padrão recorrente e persistente de anomalias de uma determinada variável [...] que cobre vastas áreas geográficas". O sudeste brasileiro, onde se insere a Baía de Guanabara, recebe influência de teleconexões como El Niño-Oscilação Sul (ENOS), Oscilação Decenal do Pacífico (ODP), entre outras, que podem interferir nas características sazonais de elementos climáticos (temperatura, precipitação, vento etc.).

Buscando documentar alterações climáticas no município do Rio de Janeiro, Dereczynski et al. (2011) analisaram diversos índices relacionados à temperatura e à precipitação nas estações meteorológicas Alto da Boa Vista e Santa Cruz, cujas séries históricas apresentam 40 anos de dados (basicamente entre 1967 e 2009). As análises sobre precipitação indicaram aumento de precipitação anual e maior frequência de eventos de chuvas intensas, embora tais aumentos não sejam estatisticamente significativos ao nível de confiança de 95%. Para o caso da temperatura, o tratamento estatístico apresentou maior nível de confiança, com os índices apontando maior frequência de dias e noites quentes, enquanto dias frios estão em declínio nas duas estações meteorológicas analisadas.

Embora tais resultados possam estar relacionados à mudança climática, em escala global, também podem estar expressando o clima urbano, em escala local, devido ao adensamento de construções urbanas observadas no município do Rio de Janeiro e em sua região metropolitana. Séries históricas mais longas e com poucas falhas poderiam gerar resultados mais consistentes.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A área do entorno da Baía de Guanabara tem como característica marcante a diversidade climática, tanto espacial quanto temporal. A combinação de fatores climáticos, como relevo-altitude, maritimidade, sistemas atmosféricos tropicais e pola-

res, densidade de urbanização, entre outros, é responsável pela variabilidade peculiar de valores de elementos atmosféricos, como temperatura e pluviosidade, este último, talvez o elemento mais importante na compreensão do futuro da Baía de Guanabara. As mudanças espaciais e temporais nos padrões de precipitação têm implicações de longo alcance para a Baía por meio de seus impactos diretos e indiretos na hidrologia das bacias hidrográficas convergentes à baía e nos processos biogeoquímicos.

Por outro lado, a evolução paleoclimática da área da Baía de Guanabara também se configura num fator importante na compreensão das características ambientais atuais, além de auxiliar na elaboração de respostas efetivas aos desafios postos por cenários de mudanças climáticas futuras. A combinação entre elevação do nível do mar, alterações nos regimes de temperatura e de precipitação, assim como aumento da frequência e intensidade de tempestades, pode gerar consequências desastrosas na zona costeira. Diversos estudos têm evidenciado a sensibilidade das baías às alterações físico-químicas induzidas por mudanças climáticas, com expressivos impactos ecológicos, sociais e econômicos.

A expansão da urbanização verificada nas últimas décadas na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), fundamentada na produção imobiliária, atividades industrial e comercial, tem um papel relevante na dinâmica climática atual. As transformações na superfície do sítio urbano, passando de características naturais para superfície construída, tanto contribui para criar um ambiente atmosférico urbano, com expressiva alteração dos elementos climáticos, assim como estes passam a criar impactos socioambientais.

As bacias hidrográficas pequenas, contendo rios de dimensões também reduzidas, ficam muito descaracterizadas com a expansão e adensamento urbanos verificados no entorno da Baía de Guanabara. As características naturais de suscetibilidade a movimentos de massa nas vertentes e a inundações nas planícies se transformam em áreas de risco diante do assentamento urbano, especialmente nas áreas com menores investimentos públicos em infraestrutura. Se por um lado há indicação de tendência de aumento nos episódios de chuva intensa, por outro há mais áreas de risco sendo configuradas nos eixos de crescimento urbano da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ).

Embora a bacia hidrográfica seja considerada como unidade espacial de planejamento territorial na legislação brasileira, esta é aplicada basicamente para análises de recursos hídricos. O planejamento territorial em municípios desconsidera a dinâmica de funcionamento de bacias hidrográficas, tanto nos segmentos de vertentes quanto no de planícies, resultando em episódios de escorregamentos,

inundações e alagamentos, muitas vezes catastróficos. Geralmente após episódios de chuvas intensas (subsistema hidrometeórico do sistema Clima Urbano), são contabilizadas as vítimas fatais e os prejuízos socioeconômicos, mas o mesmo não ocorre com a análise dos subsistemas termodinâmico e físico-químico. Para estes subsistemas os efeitos (ondas de calor, gases poluentes e partículas em suspensão etc.) são subestimados diante do impacto que podem exercer no sistema de saúde, na produtividade de empresas e funcionamento da própria cidade.

A literatura acerca de questões climáticas no Estado do Rio de Janeiro, como em outros estados brasileiros, aponta a deficiência de rede de estações meteorológicas, em termos espaciais e temporais. Rede meteorológica pouco densa e com séries históricas curtas e falhas prejudicam, sobretudo, análises de tendências na ocorrência de episódios extremos de temperatura e precipitação. Em paralelo, verifica-se que vários municípios no entorno da Baía de Guanabara não conseguem constituir equipes técnicas realmente preparadas para elaborar políticas públicas necessárias diante de cenários de mudanças climáticas futuras, como já foram identificadas no passado geológico recente.

BIBLIOGRAFIA

AMARANTE, O. A. C.; SILVA, F. J. L.; RIOS FILHO, L. G. Atlas Eólico do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Secretaria de Estado de Energia, da Indústria Naval e do Petróleo, 2002.

AMADOR, E.S., 1997. Baía de Guanabara e Ecossistemas Periféricos: Homem e Natureza, Reproarte Gráfica e Editora, Rio de Janeiro.

AMADOR, E. S. Bacia da Baía de Guanabara: Características Geoambientais, Formação e Ecossistemas. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 432p p.

AMADOR, E. D. S. Baía de Guanabara: ocupação histórica e avaliação ambiental. Rio de Janeiro: Interciência, 2013.

ALLEY, R. B. Ice-Core Evidence of Abrupt Climate Changes. Proceedings of the National Academy of Sciences, 97, 4, p. 1331–1334, 2000.

ANGULO, R. J.; LESSA, G. C. The Brazilian sea-level curves: a critical review with emphasis on the curves from the Paranaguá and Cananéia regions. Marine Geology, v. 140, n. 1-2, p. 141-166, 1997.

ARMOND, N. B.; ROSA, L. C. M.; CARVALHO, L. C.; MOURA, M. P.; SALGADO, C. M. Variabilidade espaço-temporal da precipitação na região do município de São Gonçalo – RJ. In: SIMP. BRAS. DE CLIMATOLOGIA GEOGRÁFICA, 9, 2010, Fortaleza, CE. Anais... Fortaleza: UFCE, 2010.

ARMOND, N. B.; SANT'ANNA NETO, J. L. Entre eventos e episódios: ritmo climático e excepcionalidades para uma abordagem geográfica do clima no município do Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Climatologia, ano 13, v. 20, p. 5-28, 2017.

BARRETO, C. F.; LUZ, C. F. P.; BAPTISTA NETO, J.A.; VILELA C. G.; BARTH, O. M. Palynological analysis of a sediment core obtained in Guanabara bay, Rio de Janeiro, Brazil. An. Acad. Bras. Cienc., v. 79, p. 223-234, 2007.

BARROS, L. F. P.; COE, H. H. G.; SEIXAS, A. P.; MAGALHÃES Jr., A. P.; MACARIO, K. C. D. Paleobiogeoclimatic scenarios of the Late Quaternary inferred from fluvial deposits of the Quadrilátero Ferrífero (Southeastern Brazil). Journal of South American Earth Sciences, v. 67, p. 71-88, 2016.

BARRY, R.G.; CHORLEY, R.J. Atmosfera, tempo e clima. 9a. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 512p.

BRANDÃO, A. M. P. M. O clima urbano na cidade do Rio de Janeiro. In: MONTEIRO, C.A.F.; MENDONÇA, F. (org.) Clima Urbano. São Paulo: Contexto, 2003. 192 p. Capítulo 4, p. 121-153.

CARVALHO, L.M.V.; JONES, C. Zona de convergência do Atlântico Sul. In: CAVALCANTI, I. F.; FERREIRA, N.J.; SILVA, M.G.A.J.; DIAS, M.A.F.S. (org.) Tempo e clima no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2009,p. 95-109.

CAVALCANTI, I. F. A.; AMBRIZZI, T. Teleconexões e suas influências no Brasil. In: CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N.J.; SILVA, M.G.A.J.; DIAS, M.A.F.S. (org.). Tempo e Clima no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2009, p. 317-335.

CHEN, J.; HILL, A. A.; URBANO, L. D. A GIS-basedmodel for urbanfloodinundation. JournalofHydrology, 2009, n. 373, p. 184–192.

COELHO, C. A. S.; CARDOSO, D. H. F.; FIRPO, M. A. F. A Seca de 2013 a 2015 na Região Sudeste do Brasil. Climanalise (São José dos Campos), v. 1, p. 1, 2016. Acessado em http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/revista/pdf/30anos/Coelhoetal.pdf

CRUZ, F. W.; BURNS, S. J.; KARMANN, I; SHARP, W.; VUILLE, M.; CARDOSO, A. O.; FERRARI, J. A.; SILVA DIAS, P. L.; VIANA, O. Insolation-Driven Changes in Atmospheric Circulation over the Past 116,000 Years in Subtropical Brazil. Nature, 434, p. 63–66, 2005.

CRUZ, F. W.; VUILLE, M.; BURNS, S. J.; WANG, X. F.; CHENG, H.; WERNER, M.; EDWARDS R. L.; KARMANN, I; AULER, A. S.; NGUYEN, H. Orbitally Driven East-West Antiphasing of South American Precipitation. Nature Geoscience 2(3): 210–14, 2009.

DERECZYNSKI, C. P.; OLIVEIRA, J. S.; MACHADO, C. O. Climatologia da precipitação no município do Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Meteorologia, v.24, n.1, p. 24-38, 2009.

DERECZYNSKI, C. P.; MARENGO, J.; JUSTI, M. G. A.; SANTOS, I. A. Clima e mudanças climáticas na Cidade do Rio de Janeiro. In: Região Metropolitana do Rio de Janeiro Vulnerabilidade das Megacidades Brasileiras às Mudanças Climáticas. Projeto Megacidades, Vulnerabilidade e Mudanças Climáticas, Rio de Janeiro, p. 41 - 73, 2011. Acesso por: http://www.data.rio/datasets/dc00f0608dc5449abe03271c4a66a804

FARIAS, H. S. Bacias aéreas: uma proposta metodológica para o estudo da qualidade do ar em áreas influenciadas pelo relevo. Revista Brasileira de Climatologia, Ano 9, v. 12, p. 48-60, 2013.

HAUG, G. H.; HUGHEN, K. A.; SIGMAN, D. M.; PETERSON, L. C.; RÖHL, U. Southward migration of the Intertropical Convergence Zone through the Holocene. Science, Vol. 293, Issue 5533, pp. 1304-1308, 2001.

INEA, Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro. Relatório da qualidade do ar – ano base 2015. Rio de Janeiro: INEA, 2016, 197 p.

KIRCHNER, A.; NEHREN, U.; BEHLING, H.; HEINRICH, J. Mid- and late Holocene fluvial dynamics in the tropical Guapi-Macacu catchment, Southeast Brazil: The role of climate change and human impact. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology, v. 426, p. 308-318, 2015.

LAZZARI, L. Reconstrução em alta resolução das variações paleoambientais em sedimentos ao longo dos últimos 14 mil anos na Plataforma Continental do Rio de Janeiro - Brasil. 2016. 199 f. Tese (Doutorado em Química) Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro.

LUCENA, A. J. Uma análise de técnicas nos estudos de clima urbano para a Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Revista Geo UERJ, Rio de Janeiro, n. 34, p. 1-35, 2019.

LUCENA, A. J.; PERES, L. F.; MIRANDA, V. F. V. V. Os espaços de calor da Região Metropolitana e Cidade do Rio de Janeiro. In: OSCAR JÚNIOR, A. C.; ARMOND, N. A. (org.) A Climatologia Geográfica no Rio de Janeiro: reflexões, metodologias e técnicas para uma agenda de pesquisa. Curitiba: Appris, 2018. 273 p. Capítulo 2, p. 45-67.

MONTEIRO, C. A. F. Teoria e clima urbano. Série teses e monografias, São Paulo, n. 25, 1976, 181 p.

NIMER, E. Climatologia do Brasil. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 422 p.

NUNES, L.H.; VICENTE, A.K.; CANDIDO, D.H. Clima da Região Sudeste do Brasil. In: CAVALCANTI, I. F.; FERREIRA, N.J.; SILVA, M.G.A.J.; DIAS, M.A.F.S. (org.) Tempo e clima no Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. Capítulo 16, p. 243-258.

OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; TERASSI, P. M. B.; GOIS, G. Estudo da circulação dos ventos na Baía de Guanabara/RJ, entre 2003 E 2013. Revista Brasileira de Climatologia, Ano 13, v. 21, p. 59-80, jul/dez, 2017.

PIMENTEL, L. C. G.; MARTON, E.; SILVA, M. S.; JOURDAN, P. Caracterização do regime de vento em superfície na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v.19, n.2, p. 121-132, 2014.

PRISTO, M. V. J.; DERECZYNSKI, C. P.; SOUZA, P. R.; MENEZES, W. F. Climatologia de Chuvas Intensas no Município do Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 33, v. 4, 615-630, 2018.

RUSSO, P. R. A qualidade do ar no município do Rio de Janeiro: análise espaço-temporal de partículas em suspensão na atmosfera. Revista de C. Humanas, v. 10, n. 1, p. 78-93, 2010.

SALGADO, C. M. Precipitação e enchentes no município de São Gonçalo (RJ): caracterização e prevenção. In: SANTOS, M. G. (org.) Estudos ambientais em regiões metropolitanas: São Gonçalo. Rio de Janeiro: EdUERJ, 2012. p. 211-225.

SALGADO, C. M.; SILVA, T. C.; SOUZA, G. C.A.; FREITAS, H. C. Caracterização temporal e espacial da precipitação no entorno do município de São Gonçalo (RJ) considerando a série histórica de 1968 a 2002. Sociedade & Natureza (UFU. Impresso), v. 19, p. 19-31, 2007.

SANT'ANNA NETO, J. L. Decálogo da climatologia do Sudeste brasileiro. Revista Brasileira de Climatologia, v. 1, n. 1, p. 41-60, 2005.

SANT'ANNA NETO, J. L.; NERY, J. T. Variabilidade e mudanças climáticas no Brasil e seus impactos regionais. In: SOUZA, C. R. G.; SUGUIO, K.; OLIVEIRA, A.M.S.; OLIVEIRA, P. E. (ed.). Quaternário do Brasil. Ribeirão Preto: Holos, p. 28-51, 2005.

SERRA, A.; RATISBONNA, L. O clima do Rio de Janeiro. Serviço de Meteorologia, Ministério da Agricultura, 1941.

SILVA, O. T. A região metropolitana do Rio de Janeiro na atualidade: recuperação econômica e reestruturação espacial. Confins [Online], n. 25, 10 p., 2015.

SUGUIO, K. Geologia do Quaternário e mudanças ambientais. São Paulo:Oficina de Textos, 2010.

TIPOS DIVERSOS DE ÁGUA NA BAÍA DE GUANABARA-RJ

Fernanda Silva Soares
Gustavo Vaz de Melo
José Antônio Baptista Neto
Rafael Silva de Barros

1. INTRODUÇÃO

Estuários são ambientes de grande interesse científico, suas características são constantemente modificadas por processos naturais de várias escalas de tempo e processos antrópicos oriundos de diversos setores da sociedade (DYER, 1997). Possuem importância histórica sendo um ambiente fundamental para o desenvolvimento da humanidade, onde 60% das grandes cidades do mundo se desenvolveram em suas proximidades (MIRANDA et al., 2002). Por ser uma área propícia à instalação de portos, com grande fertilidade, por produzir matéria orgânica, ter uma abundante comunidade biológica, ser uma via de acesso para o interior do continente, facilitar atividades econômicas e lúdicas e por ter constante renovação de suas águas por conta da maré, sempre esteve relacionada ao crescimento econômico (DYER, 1997; MIRANDA et al., 2002).

Monitorar corpos d'água interiores e costeiros é fundamental para gerir processos como assoreamento, inundação e qualidade da água para consumo humano, recreação e uso industrial. Associado ao sedimento encontram-se diversos elementos que são indicadores de poluição, como nutrientes, metais pesados, etc. (JENSEN, 2011; AGUIAR et al., 2016; MELO et al., 2015; BAPTISTA NETO et al., 2006). Além disso, o sedimento inorgânico pode impedir a penetração da radiação solar, reduzindo a fotossíntese da vegetação aquática submersa e do fitoplâncton, que possuem papel fundamental na cadeia trófica. Assim como, quando a radiação consegue penetrar na coluna d'água e há presença de nutrientes, aumenta a produtividade primária, gerando substâncias húmicas, influenciando a absorção e espalhamento da luz na coluna d'água e alterando a cor da água (JENSEN, 2011).

Essas são algumas razões que revelam a importância de estudos sobre esse complexo sistema. Sendo ecossistemas de transição entre continente e oceano, os estuários são caracterizados pela mistura de água salina, do oceano e doce oriunda da rede de drenagem. A própria origem da palavra estuário faz referência a um ambiente extremamente dinâmico, que passa por frequentes mudanças devido a forçantes naturais, na qual fatores físicos e químicos interferem nas características de suas águas (DYER, 1997).

A Baía de Guanabara/RJ (22º40' – 23º00' S e 043º00' – 043º18' W) até seu contato com o Oceano Atlântico é a área de estudo do presente trabalho (Figura 1). Ela é um sistema estuarino localizado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, com área de cerca de 380 km² (SOARES-GOMES et al., 2016; KJERFVE et al., 1997). Há décadas possui qualidade de água degradada, reduzindo seu uso recreativo, de geração de renda e valor estético, sendo assim uma área de grande preocupação ambiental (AGUIAR et al., 2016). A qualidade da água na Baía de Guanabara se altera rapidamente devido a variabilidade de eventos e interferências

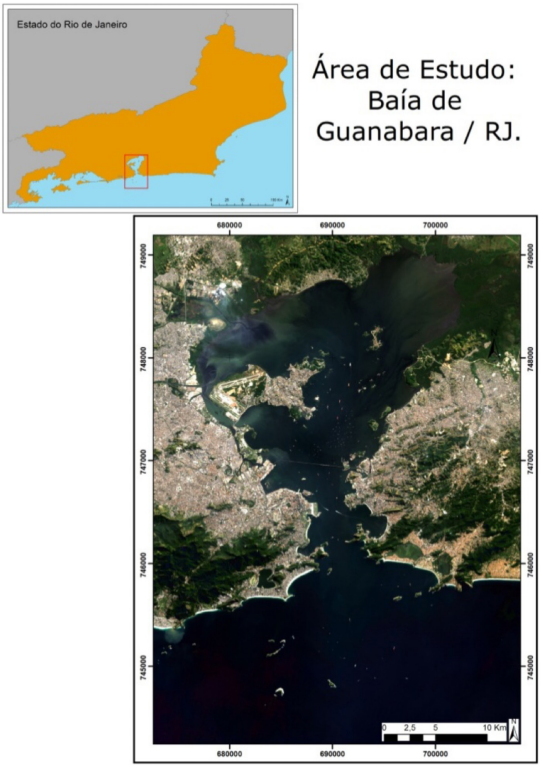


Figura 1: A Baía de Guanabara/RJ.

no aporte de sedimentos e matéria orgânica. Essa variabilidade pode ser observada devido a diversos fatores, tais como, a presença de desembocaduras de rios, variação da maré, total pluviométrico em sua bacia hidrográfica, obras de dragagem do fundo, trajeto de embarcações, ocorrência de ressurgência, velocidade de deslocamento das correntes, contribuições líquidas e sólidas de indústrias, ventos etc. (BÉRGAMO, 2006; MELO et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2016; CATANZARO et al., 2004).

A Baía de Guanabara é um ambiente estuarino complexo devido a sua grande bacia de drenagem (Figura 2), onde localiza-se a região metropolitana do Rio de Janeiro. Seus diversos tributários, obras de aterros no litoral e retilinização dos canais, além das diversas embarcações, contribuem para o aporte e ressuspensão de sedimentos e poluentes na baía. Além disso, a própria morfologia, batimetria e dinâmica das marés tornam a circulação das águas bastante complexa.

Os sistemas estuarinos são muito dinâmicos, pois respondem rapidamente às mudanças hidrodinâmicas, e com isso, as características da água podem variar em poucas horas e até mesmo sazonalmente. Desta forma, um método de estudo que possibilite e avalie a visão sinótica auxilia na compreensão dos processos que se ocorrem nestes ambientes.

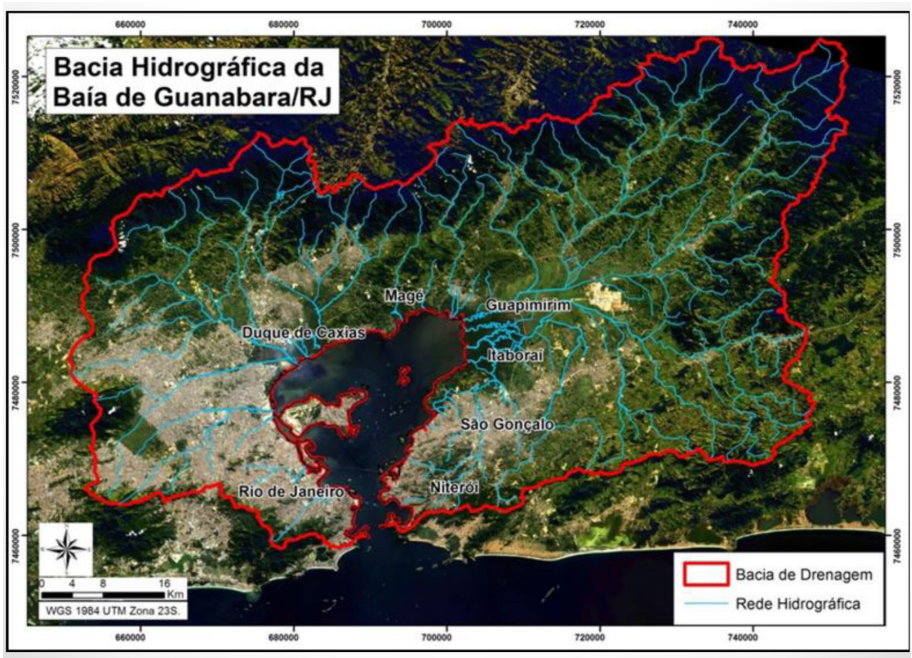


Figura 2: Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara/RJ.

2. A CIRCULAÇÃO NA BAÍA DE GUANABARA

A Baía de Guanabara, assim como qualquer outro ambiente costeiro confinado, apresenta grande variabilidade das suas propriedades. Com relação à circulação, não há como classificar a baía com uma característica, já que suas condições variam de acordo com os diferentes setores que apresentam distintas situações de batimetria, velocidade de corrente de maré, influxo de água doce, etc (CATANZARO et al., 2004). Conhecer a hidrodinâmica em qualquer ambiente estuarino é fundamental, já que é o principal impulsionador de qualquer outro processo no meio marinho (DYER, 1997). Para uma melhor compreensão dessa dinâmica, torna-se imperativo um breve esclarecimento sobre a circulação geral na Baía de Guanabara, que é complexa, sendo composta pela circulação gravitacional e residual, alterada pela ação do vento (KJERFVE et al., 1997). Sua linha de costa irregular com a presença de inúmeras ilhas interfere na velocidade das correntes, com algumas áreas de circulação mais restrita, bem como outras que em virtude do estreitamento da linha de costa apresentam aumento da velocidade da corrente.

Estudos constataram que as correntes se orientam de acordo com a batimetria (Figura 3) seguindo os canais principais, evidenciando a influência da geometria na intensidade da corrente, assim como, na sua assimetria, tanto no tempo de duração como na intensidade da corrente entre os diferentes estágios da maré (enchente e vazante) (JICA, 1994; MELO, 2015; CAMARGO et al., 2004). A influência da geometria da Baía de Guanabara na intensidade da correntes é um aspecto marcante. Tanto na região da entrada da baía, quanto na área entre o continente e a Ilha do Governador, ocorre o estreitamento da linha de costa, ocasionando o confinamento das correntes e seu consequente aumento de intensidade, podendo atingir cerca de 1m/s (JICA, 1994).

Foi verificado em JICA (1994), que na entrada da baía, as correntes apresentaram uma intensidade maior em situação de vazante na camada superficial e maior na enchente próximo ao fundo. Isso decorre da influência da descarga fluvial na superfície e da influência da maré próxima ao fundo. Já no final do canal central, a assimetria da corrente é mais evidente com as correntes de enchente mais intensas que as de vazante. O comportamento assimétrico das correntes é um dos principais aspectos da circulação na Baía de Guanabara, como mostrado em diversos estudos (CAMARGO et al., 2004; MELO, 2015). Na região da entrada, essa assimetria é bem marcada, com o transporte resultante para o interior da baía junto ao fundo, com a presença de um campo de sand waves, com feições

assimétricas, apresentando a face mais inclinada para o interior da baía evidenciando esse transporte médio nesta direção. BÉRGAMO (2006) mostra que no momento que foi realizado seu estudo, a corrente era governada principalmente pela maré e que acompanhava a morfologia de fundo, destacando ainda a importante influência do vento na intensidade da corrente. Em seu estudo, verificou que a velocidade resultante longitudinal apresentou valores seção localizada na

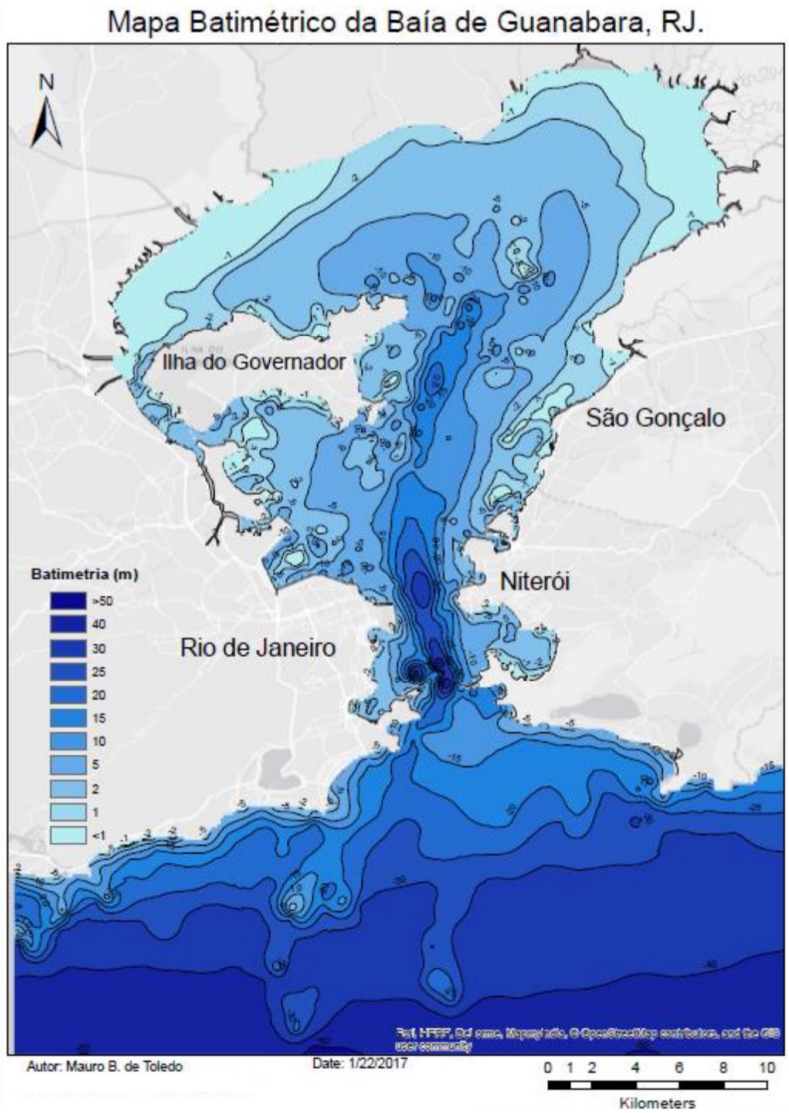


Figura 3: Mapa Batimétrico da Baía de Guanabara.

região da entrada (0,80 m s-1) diminuindo em direção ao interior da baía (0,30 m s-1). Constatou, com isso, a marcante influência das correntes secundárias na baía, ou seja, transversais ao canal, verificando que por diversas vezes, apresentam valores comparáveis ao componente longitudinal (cerca de 0,50 m s-1). Outro aspecto é que em situação de enchente, nas área mais próximas à entrada da baía há um movimento unidirecional para o interior da baía, ainda que haja variação lateral. Já em situação de vazante há um movimento unidirecional para área costeira, podendo em algumas situações ocorrer um fluxo bidirecional, com correntes fluindo em direção ao interior da baía na margem leste e em direção a área costeira na margem oeste. Com base em todas as medições feitas por Bérgamo (2006), a Baía de Guanabara pode ser classificada como ambiente parcialmente misturado na região do canal principal, confirmando a hipótese de que as baías costeiras apresentam uma circulação tipicamente estuarina nos canais mais profundos, alinhados ao seu eixo principal.

No estudo realizado por JICA (1994), verificou-se que em condição de maré de sizígia, em situação de baixamar observa-se um direcionamento das correntes para fora da baía com maiores intensidades nos canais principais de circulação e um aumento das correntes onde há um estreitamento da linha de costa, tanto na entrada da baía quanto entre o continente e a Ilha do Governador. Nos locais onde há uma circulação mais restrita como na Enseada de Jurujuba, Enseada de Botafogo e próximo ao Porto do Rio de Janeiro as correntes se tornaram praticamente nulas, o que favoreceria a deposição. Em situação de maré vazante as correntes são mais intensas, atingindo cerca de 0,5 m s-1 com as maiores velocidades associadas aos canais principais, e as correntes nas regiões mais restritas são ligeiramente maiores (cerca de 0,2 m s-1) que o estágio da maré descrito acima.

Em preamar as correntes são direcionadas para o interior da baía e, assim como nas descrições anteriores, apresenta os maiores valores associados aos canais principais de circulação e a intensificação das correntes nos locais onde há o estreitamento da linha de costa. Um aspecto importante que diferenciou das situações de vazante é a formação de uma recirculação na região da entrada atrás do Forte Santa Cruz, causada pela irregularidade da geometria da baía. Na situação de enchente as correntes foram mais intensas em toda a extensão da baía. Ao entrar na baía, as correntes sofrem uma intensificação na entrada diminuindo sua intensidade após o alargamento da linha de costa. Seguem pelo canal central da baía e se divide com parte do fluxo indo para oeste entre a Ilha do Governador e o continente, sofrendo uma intensificação neste ponto; parte segue pela margem leste entre a Ilha de Pa-

quetá e o continente, e outra parte segue o curso do canal central da baía, passando entre a Ilha de Paquetá e a Ilha do Governador, contornando esta última. A velocidade das correntes atrás da Ilha do Governador e da Ilha de Paquetá atingem valores da ordem de 0,30 ms-1. Assim como em preamar, houve a formação de um vórtice de recirculação logo atrás do Forte Santa Cruz (JICA, 1994).

Esse estuário apresenta tipos de água muito diversos, mas demonstra certo padrão, como a maior concentração de material particulado em suspensão na área do fundo e em suas margens e menor no canal central (OLIVEIRA et al., 2016).

3. SENSORIAMENTO REMOTO PARA COMPREENSÃO ESPACIAL DOS TIPOS DE ÁGUA DA BAÍA DE GUANABARA

O uso do sensoriamento remoto vem se mostrando muito eficiente para compreender a dinâmica de sistemas estuarinos complexos em vista de todas as vantagens que esta técnica proporciona, como: visão sinótica espacial, técnicas e algoritmos usados para gerar informações complementares, análises de séries temporais de grandes áreas, entre outros.

As interações energia-matéria impactam diretamente em nossa habilidade de pesquisar o meio aquático através do sensoriamento remoto, fazendo com que esse meio seja considerado um dos alvos mais complexos de trabalhar, já que representa a complexa mistura de materiais particulados e dissolvidos com propriedades ópticas características. A resposta espectral da água é o reflexo da interação de todos esses materiais presentes em suspensão e dissolvidos entre si e com as moléculas da água. Os principais componentes opticamente ativos (clorofila-a, material particulado orgânico e inorgânico e material dissolvido ou CDOM) presentes na água interagem com a radiação de forma diferenciada, alterando a cor da água, já que absorvem e/ou espalham a radiação de maneira seletiva.

A dificuldade é ainda maior nas águas classificadas como Caso-2 (MOREL & PRIEUR, 1977) (Figura 4). Mas, diversos trabalhos utilizaram o sensoriamento remoto para extrair informações de águas costeiras e interiores a partir de dados espectrais da imagem com sucesso (EGLER et al., 2003; CRUZ et al., 1998; BARROS et al., 2003). A Baía de Guanabara se enquadra no caso específico de águas do caso-2 (OLIVEIRA et al., 2016; SOUZA, 2008; CARVALHO et al., 2014; JICA, 1994), costeiras e interiores, onde a compreensão sobre o comportamento espectral é mais complexa pela presença de matéria orgânica colorida

Figura 4: Constituintes das Águas do Caso 2.

dissolvida (CDOM), partículas inorgânicas em suspensão e material fotossintético (MOREL & PRIEUR, 1977). A Baía de Guanabara se adequa como águas do caso-2, porque é constituída por uma complexa mistura das águas oceânicas com águas provenientes dos rios, com muita matéria orgânica e sedimentos. Sendo assim, a resposta espectral de suas águas da baía, dominada pelo CDOM, é o produto da interação entre o CDOM, sedimentos inorgânicos, material fotossintético, entre si e com as moléculas de água (MOREL & PRIEUR, 1977).

Como esses constituintes presentes na água são de difícil distinção, é importante que antes de qualquer análise seja minimizada a influência da atmosfera, através da correção atmosférica de imagem (CONCHA et al., 2016; PATISSIER et al., 2014). O Sensoriamento Remoto possibilita a obtenção de dados sinóticos acerca da distribuição dos componentes opticamente ativos, de maneira rápida e com baixo custo. A visão sinótica favorece a análise, já que a imagem possibilita a observação de toda a lâmina d'água em um mesmo instante, evitando assim o deslocamento da água. Além disso, cada vez mais sensores têm sido criados para atender aos ambientes aquáticos e com resoluções cada vez melhores. Paralelamente ao avanço tecnológico dos sensores, o desenvolvimento da ciência da computação tem possibilitado a criação de sistemas sofisticados para análise de dados geográficos e automação de tarefas de mapeamento. Em vista do exposto, constata-se que, atualmente, o Sensoriamento Remoto possui um conjunto de tecnologias que facultam o avanço das pesquisas sobre o meio físico (CAMARGO et al., 2008).

Um dos objetivos ao se trabalhar com Sensoriamento Remoto é extrair informações contidas na imagem e codificá-las em formatos de fácil compreensão. A classificação de imagens ajuda a compartimentar, distinguir e identificar alvos na superfície da Terra. Para aprimorar sua qualidade é necessário que haja conhecimento sobre a área e o tema trabalhado. Diversas técnicas podem ser utilizadas para classificar uma imagem, variando quanto à complexidade do alvo e à autonomia do intérprete, mas todas almejam identificar padrões homogêneos caracterizadores de um determinado objeto ou classe temática, definidos pelo comportamento espectral dos alvos da superfície. Atualmente, busca-se aumentar o nível de automatização, através da classificação baseada em objetos (GEOBIA), que utiliza descritores diversos para a caracterização das classes (MENESES et al., 2012; YU et al., 2016; BLASCHKE et al., 2010; BURNETT et al., 2003).

A classificação em imagens orbitais é amplamente utilizada por diversas áreas do conhecimento, sendo comumente aplicada para criação de mapas de uso e cobertura da terra (ZHOU et al., 2008; BURNETT et al., 2003). Destaca-se a importância da classificação para diferenciar os tipos de água, principalmente em ambientes do Caso-2. Diversos trabalhos utilizam a classificação para distinguir diferentes tipos de água, feições oceanográficas e mesmo para identificar os componentes opticamente ativos presentes nela (SOUZA, 2008; BUKATA, 2005; SLONECKER et al., 2016; DOXARAN et al., 2002; MILLER et al., 2004; ARRAUT et al., 2005; RUNDQUIST et al., 1996; ROELFSEMA et al., 2014; BARROS, 2002; BARROS et al., 2003; AURIN et al., 2012; CONSTANTIN et al., 2016; BREZONIK et al., 2015; CHERUKURU et al., 2016; PAHLEVAN et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2016). O uso da classificação em ambientes costeiros já foi verificado em alguns trabalhos (BREUNIG et al., 2007; CONCHA et al., 2016; MOLLERI et al., 2010; REIS et al., 2015) que mostraram sua eficácia e necessidade de aprimorar os métodos de classificar corpos d'água costeiros. É muito importante diferenciar os tipos de água em ambientes costeiros, pois assim consegue-se identificar a dinâmica de circulação das águas, a interferência do aporte de água doce, a exportação de materiais para o oceano e analisar a qualidade da água.

4. OS TIPOS DE ÁGUA DA BAÍA DE GUANABARA

A Baía de Guanabara é um estuário de grande extensão e diversidade. Por isso, para compreender sua heterogeneidade, no que concerne às características dos materiais em suspensão na água, foram utilizadas técnicas de sensoriamento remoto para gerar

uma classificação dos tipos de água na Baía, através de dados de reflectância, das bandas de 1 a 8 (Figura 5), de uma imagem do sensor OLI/*Landsat* 8, obtida através da USGS (2015), de 05 de junho de 2015, em uma situação de período seco e maré vazante de sizígia. Com isso, busca-se o reconhecimento de um padrão espacial dos tipos de água.

Bandas - OLI	Comprimentos de Onda (μm)
1 - Coastal aerosol	0.43 - 0.45
2 - Blue	0.45 - 0.51
3 - Green	0.53 - 0.59
4 - Red	0.64 - 0.67
5 - NIR	0.85 - 0.88
6 - SWIR 1	1.57 - 1.65
7 - SWIR 2	2.11 - 2.29
8 - PAN	0.50 - 0.68

Figura 5: Bandas espectrais do sensor OLI do Landsat 8.

Para realizar o pré-processamento da imagem foi realizada a sua correção atmosférica através da metodologia de VERMOTE et al. (1997) e de ANTUNES et al. (2012). Além disso, realizou-se uma composição colorida com contraste super saturado para destacar as diferenças dos tipos de água, auxiliando na discriminação de classes (Figura 6).

O processo de segmentação e classificação da imagem foi realizado no programa *Ecognition Developer* 8.9. A segmentação da imagem, que foi realizada utilizando o algoritmo *Multiresolution Segmentation,* por crescimento de regiões, que utiliza atributos, tanto espectrais, quanto morfológicos (BAATZ & SCHÄPE, 2000). Para realizar a classificação dos tipos de água, foi utilizado o algoritmo *Classifier*.

A classificação ótica de massas de água faculta a compreensão de processos físicos e biogeoquímicos e permite otimizar algoritmos de cor do oceano (CARVALHO et al., 2014). Neste estudo, foram identificadas 7 classes óticas de águas na Baía de Guanabara e na plataforma continental interna adjacente à baía (Brasil), com base nos valores de reflectância dos objetos presentes na imagem, como pode ser visto na Figura 7.

A variabilidade dos tipos de água na Baía de Guanabara podem ser explicados pela vazão dos rios (influenciada diretamente pela precipitação), pela localização do aporte de água doce, pelo padrão de distribuição de salinidade, regime de ventos, disponibilidade de luz, variação da maré, morfologia do estuário, estratificação

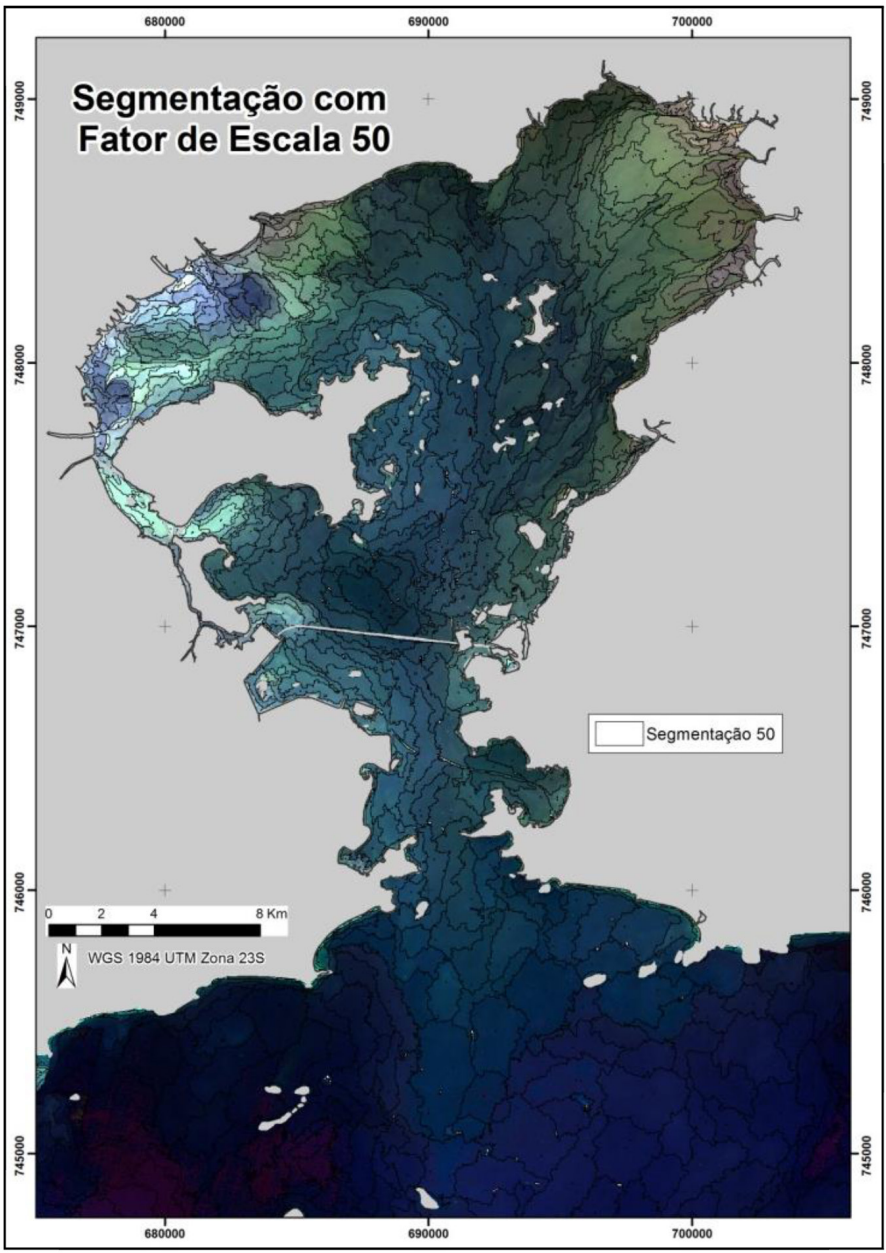


Figura 6: Composição colorida com contraste super saturado e segmentação da imagem.

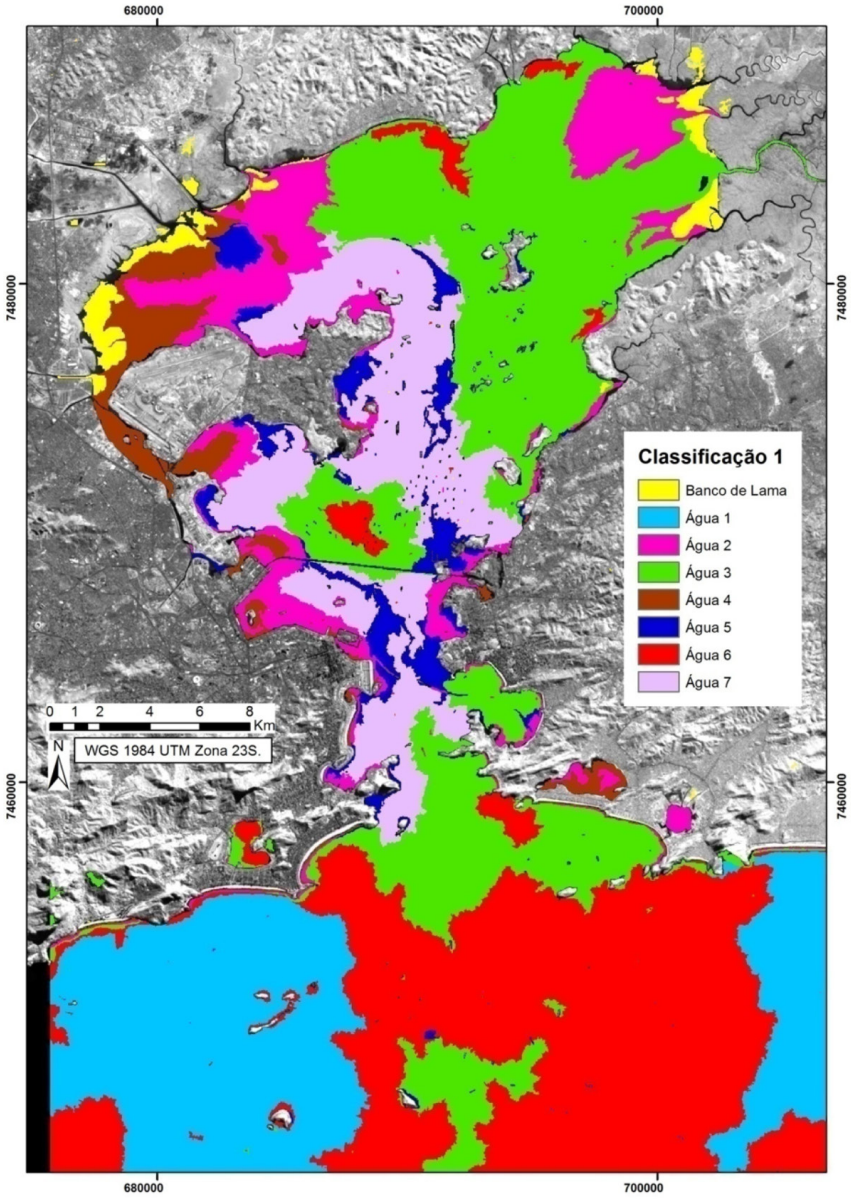


Figura 7: Classificação dos tipos de água da Baía de Guanabara/RJ no dia 05/06/2015.

da coluna d'água e aporte de resíduos industriais, esgoto doméstico e fertilizantes agrícolas (BARROS, 2003; MELO, 2015; OLIVEIRA et al., 2016). Como a baía é muito dinâmica, qualquer intervenção gera uma resposta muito rápida, impactando diretamente na resposta dos elementos opticamente ativos na água. Com o aumento da interferência antrópica na bacia da Baía de Guanabara, mais complexos tornam-se os padrões espaciais de suas águas, pois maior é o aporte de sedimentos e nutrientes (KJERFVE et al., 1997; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016). As regiões marginais da baía apresentam maior concentração de MPS em relação às áreas mais centrais, principalmente, próximo à desembocadura de rios, canais e emissários. Porém, dependendo do regime hidrodinâmico, essas concentrações mais elevadas podem ser transportadas para as áreas mais centrais (JICA, 1994; GUIMARÃES et al., 2007). Para facilitar o entendimento sobre os tipos de água, foi elaborado um mapa com alguns pontos de referência da região (Figura 8).

Observando a classificação dos tipos de águas da Baía de Guanabara (Figura 7), pode-se verificar que a nordeste, no fundo da baía, destaca-se a classe de água 2, caracterizada pela intensa descarga fluvial e grande concentração de MPS. É uma área localizada na desembocadura de importantes contribuintes, como o rio Caceribu, Macacu, Guaraí, dentre outros. Essa mesma classe, a água 2, aparece em outras partes, destacando a presença de alta concentração de sedimentos nas margens da baía (média de 6 a 8 mg L^{-1}, ultrapassando esses valores em algumas áreas). Em várias partes do entorno da Ilha do Governador, próximo à Ilha do Boqueirão e da Ilha D'água, essa classe aparece, como um reflexo de áreas protegidas que possibilitam a concentração de MPS (JICA, 1994; KJERFVE et al., 1997; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016). Outra área que essa classe aparece é no entorno da pluma do Iguaçu, que é uma região de baixa circulação e grande aporte de MPS oriundo dos rios Iguaçu, Estrela, Sarapuí etc. Esses rios são altamente degradados, pois cortam uma área densamente urbanizada e industrializada, a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, e recebem uma enorme descarga de esgoto doméstico e resíduos industriais (RANGEL, 2011). Além disso, esses rios sofreram com obras de dragagem e retificação contribuindo para o aumento do assoreamento na baía. Acompanhando a margem oeste da baía, evidencia-se outra área marcada pela classe de água 2, exatamente na descarga do Canal do Galeão, do Canal do Cunha e do Canal do Mangue, que contribuem com grande aporte de MPS. Diametralmente a essa área, na margem leste da baía, próximo ao porto de Niterói, estendendo-se ao sul da Ilha do Mocanguê, englobando o litoral do centro de Niterói, distinguem-se outra faixa da água 2.

Adjacente à água 2, a nordeste da baía, encontra-se a água 3, que possui concentração de MPS intermediária entre a água 2 e a 7. A água 2 sofre a influência direta da descarga fluvial a nordeste-leste da baía, oriunda de rios que cortam o manguezal de Guapimirim e áreas urbanizadas de São Gonçalo, Itaboraí, Guapimirim e Magé, que contribuem com muitos poluentes. Contígua à água 3, encontra-se a água 7, que é característica do canal central da baía, marcado pelo vale fluvial Plestocênico, como descrito anteriormente. Essa área é caracterizada por ter grande entrada de água salina, formando um canal direto de ligação com a zona costeira. O fluxo de água doce a nordeste e leste é maior que a noroeste e oeste, por isso, a água 3 é menos salina que a 7 (JICA, 1994; KJERFVE et al., 1997; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016). Além disso, a Ilha do Governador, a noroeste, cria uma barreira à circulação nessa área. Sendo assim, pode-se verificar a diferença bem clara entre os tipos de água do nordeste, do noroeste e do canal central da baía. A água do canal central avança mais para a porção noroeste-oeste, por conta dos fatores mencionados acima, a barreira da Ilha do Governador e a descarga fluvial maior da parte nordeste da baía (MELO, 2015). Para corroborar a diferença observada na classificação entre a água 3 e a água 7, foi analisada a concentração de MPS nesses dois meios, constatando que na água 3 os valores variam entre 5 – 20 mg L-1, e na água 7 entre 2 – 4 mg L-1 (SOARES et al., 2016). Pode-se observar a presença de água 3 na enseada de Charitas/Niterói, que por ser uma área mais protegida das correntes acaba gerando uma maior concentração de MPS (BAPTISTA NETO et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2007; AGUIAR et al., 2016). A boca da baía é outra área que a água tipo 3 foi destacada, principalmente em sua porção a leste, demarcando parte da pluma. O canal central na boca da baía se divide em duas partes, onde a porção leste possui descontinuidades e bancos de lama e, a porção oeste, apresenta ligação direta com o oceano. A batimetria e as correntes na área justificam a presença de dois tipos de água na boca da baía, se deslocando mais para leste, ocorre pequena retenção de MPS pelas ilhas do pai, mãe e menina, entre as praias de Itacoatiara e Itaipú. Sendo assim, essa classificação delimita a variação lateral na entrada da Baía de Guanabara em uma situação de baixa vazão fluvial (CATANZARO et al., 2004).

Verifica-se a presença de água do tipo 3 na borda da feição elíptica formada a sudeste da Ilha do Governador e em seu centro uma água do tipo 6. Essas são características que fortalecem a hipótese dessa estrutura ser um vórtice ciclônico, através do qual é gerada uma massa de água aprisionada e uma região de sedimentação facilitada. A configuração dessa área na classificação coincide com a imagem

gerada pela razão de bandas e aquela destacada pela composição colorida. A água central, no caso a tipo 6, teria menor concentração de MPS em relação com a água das bordas dessa estrutura, no caso a água 3. Esses tipos de água marcam a estrutura do vórtice, evidenciada pela razão de bandas. Essa feição oceanográfica pode ser formada pela diferença na velocidade das correntes, entre a parte leste e oeste da baía (CATANZARO et al., 2004; MELO, 2004; BÉRGAMO, 2006).

A água 6 foi observada no centro do vórtice e na área costeira contígua à baía. A água que sai da baía carrega o MPS em direção à zona costeira, e vai sendo diluída com a mistura da água oceânica com a água do estuário. Sendo assim, a área oceânica de influência da baía é marcada pela água 3 e pela água 6, representando a gradação de concentração de MPS e diluição da água estuarina. Na zona oceânica, vizinha à água 6, destaca-se a água 1, com menor concentração de MPS e mais caracterizada pela água oceânica. Verificou-se que as águas 1 e 6 possuem pequena diferença nos valores de MPS, mas outros elementos opticamente ativos estão envolvidos na análise (OLIVEIRA et al., 2016). Conclui-se que existem outros componentes opticamente ativos diferenciando as águas 1, 6 e 7.

As classes de água 3, 6 e 7 possuem grande semelhança, o que é muito coerente por conta de suas respectivas localizações, sendo caracterizadas pela mistura de água estuarina e oceânica (MIRANDA et al., 2002). Decidiu-se criar essas três classes por algumas diferenças espectrais e pelo conhecimento acerca da dinâmica das águas na Baía de Guanabara, segundo literatura (BAPTISTA NETO et al., 2006; GUIMARÃES et al., 2007; RANGEL et al., 2011; MELO et al., 2015; AGUIAR et al., 2016).

O tipo de água destacado na classificação como 4 é determinado por intensa concentração de sedimentos e pode ser observado em áreas protegidas, com grande descarga de MPS, no fundo da baía à noroeste e bem próximo à saída do canal do Galeão, do Cunha e do Mangue, além da área na margem leste próxima ao porto de Niterói. De maneira geral, observou-se a concentração de sedimentos maior nas margens (JICA, 1994; KJERFVE et al., 1997; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016).

Salienta-se a presença da água tipo 5 como característica da pluma do Iguaçu, que sugere uma menor concentração de MPS. Como não temos dado *in situ* da área da pluma do Iguaçu, apenas podemos supor que o intenso fluxo de água doce do rio, não permite que o MPS fique ali retido. A classe de água 5 possui menor concentração de MPS, mas é uma água extremamente poluída. Verificou-se a presença dessa classe de água nas adjacências de locais altamente poluídos. Destaca-se os seguintes locais: Ilha d'água; próximo ao Boqueirão, na

área de cais de grandes embarcações; perto ao Porto de Niterói e do porto da BRASCO, em área de grande fluxo de embarcações; nas cercanias de áreas favelizadas da Ilha do Governador; perto do Canal do Mangue (Porto do Rio de Janeiro) e do Canal do Cunha (JICA, 1994; BARROS et al., 2003; BAPTISTA NETO et al., 2006; AGUIAR et al., 2016). A discussão realizada com base na classificação, foi respaldada pela literatura da área e pelo conhecimento acerca do aporte de poluentes e sedimentos na baía.

5. ANÁLISE ESPECTRAL DE AMOSTRAS DOS TIPOS DE ÁGUAS DA BAÍA DE GUANABARA

Foram extraídas amostras dos tipos de águas para realizar a análise do comportamento espectral de cada tipo de água. Como observam-se nas figuras 7, 8 e 9, a amostra de água considerada como água 1, possui características de água oceânica sem tanto sedimento oriundo da Baía de Guanabara e foi coletada no oceano, próximo ao litoral do Rio de Janeiro, a oeste da baía. As amostras identificadas como água 2, localizam-se na desembocadura de rios da área da APA de Guapimirim, sendo assim, é uma água com muito sedimento em suspensão e matéria orgânica proveniente do manguezal. A água 3 foi selecionada na área a leste da ilha de Paquetá, próximo a margem leste da Baía de Guanabara, englobando a área de desembocadura do rio Imboaçú, litoral do município de São Gonçalo. As amostras da água 4 foram extraídas da área a noroeste da Ilha do Governador, canal do Galeão e entre a Ilha do Governador e a Ilha do Fundão. Trata-se de uma área com grande descarga de sedimentos e matéria orgânica, proveniente de rios altamente poluídos, tais como, o rio Pavuna, Irajá, que passam por áreas densamente urbanizadas e industrializadas. Foi identificada uma pluma, muito bem delineada e com características espectrais diferentes do entorno, na foz dos Rios Sarapuí e Iguaçu. Sendo assim, as amostras de água 5 foram extraídas dessa área. A água 6 foi amostrado no Oceano Atlântico, bem próximo à Baía de Guanabara, com o objetivo de identificar a pluma de sedimentos que sai da baía. As amostras da água 7, foram extraídas a leste da Ilha do Fundão.

A figura 10 demostra os valores de reflectância mínimos e máximos, por banda, em cada classe de água. Através deles pode-se observar diferenças significativas entre as classes. Na água 1 os valores de reflectância são os menores em relação às demais classes, não ultrapassando o valor 1,80% na banda 1 e apresentando decréscimo contínuo dos valores de reflectância, da banda 1 até a banda 7, caracte-

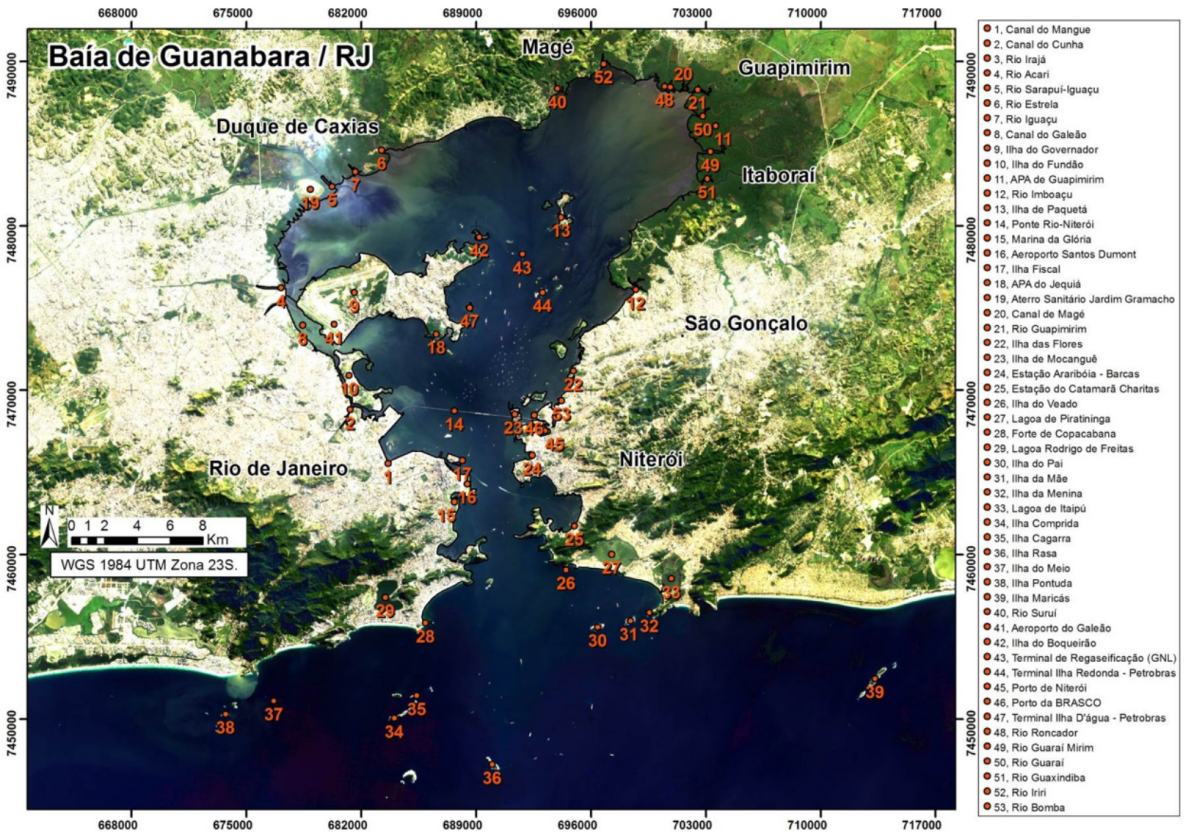


Figura 8: Principais rios, canais, ilhas e atividades antrópicas na Baía de Guanabara/RJ

Amostra	Localização	Características
Água 1	Oceano próximo ao litoral a oeste da Baía.	Água oceânica sem tanto sedimento.
Água 2	Desembocadura de rios da área da APA de Guapimirim.	Água com muito sedimento em suspensão e materiais provenientes do manguezal.
Água 3	Leste da ilha de Paquetá, margem leste da Baía, desembocadura do rio Imboaçú.	Área com grande descarga de sedimentos e matéria orgânica, proveniente de rios altamente poluídos
Água 4	Noroeste da Ilha do Governador, canal do Galeão e Ilha do Fundão.	Área com grande descarga de sedimentos e matéria orgânica - rios altamente poluídos: Pavuna e Irajá.
Água 5	Foz dos Rios Sarapuí e Iguaçu.	Grande descarga de água doce altamente poluída.
Água 6	Contato do oceano com a Baía.	Mistura de água estuarina e oceânica.
Água 7	Leste da Ilha do Fundão.	Mistura de águas no canal central da Baía.

Figura 9: Localização e características das classes de água selecionadas na Baía de Guanabara/RJ, utilizando o sensor OLI/Landsat 8.

rística de uma água com menos MPS, ou seja, mais pura (FERREIRA et al., 2009; POLIDORIO, et al., 2004). O que se destaca na água 2 são os maiores valores de reflectância se encontrarem na banda 3, entre 2,50% e 4,10%. Além disso, em algumas amostras, os valores de reflectância na banda 4 ultrapassam os valores da banda 1 e 2. Na água 3, verifica-se pequena absorção nas bandas 2 e 4 e valores de reflectância mais elevados na banda 3. Quando a concentração de clorofila aumenta na coluna d'água, observa-se decréscimo na reflectância nos comprimentos de onda do azul e do vermelho e um aumento na faixa do verde (JENSEN, 2011). A água 4 é a que apresenta os maiores valores de reflectância, principalmente na faixa do visível. Sabe-se que com o aumento da concentração de MPS a reflectância aumenta, principalmente, na região do visível (BREUNIG et al., 2007). A classe de água 5 foi selecionada por se destacar visualmente na imagem e por ser a pluma formada próxima à foz de um importante rio contribuinte na baía, o rio Iguaçu. Seu comportamento espectral assemelha-se à classe 7, mas apresenta maior variação entre valores máximos e mínimos, e a banda 5 possui valores mais elevados em relação a essa mesma banda na classe 7. A água 3 distingue-se da água 6 na banda 4 e na banda 5, com valores bem superiores. Na água 7, a banda 1 possui valores mais elevados que as demais, variando entre 3,00% e 4,00%. Já na água 6, as bandas 1, 3, 4 e 5 possuem valores bem menores que aqueles encontrados na água 7 nessas respectivas bandas. À medida que a concentração de MPS aumenta, além de elevar os valores de reflectância no visível, também aumenta os valores nos comprimentos de onda mais longos (JENSEN, 2011), como observou-se na banda 5 das amostras 2, 4 e 5, e, em um pouco também nas amostras 3 e 7.

A Baía de Guanabara apresenta alguns bancos de lama localizados nas desembocaduras dos principais tributários. Desta forma, é necessário que se crie

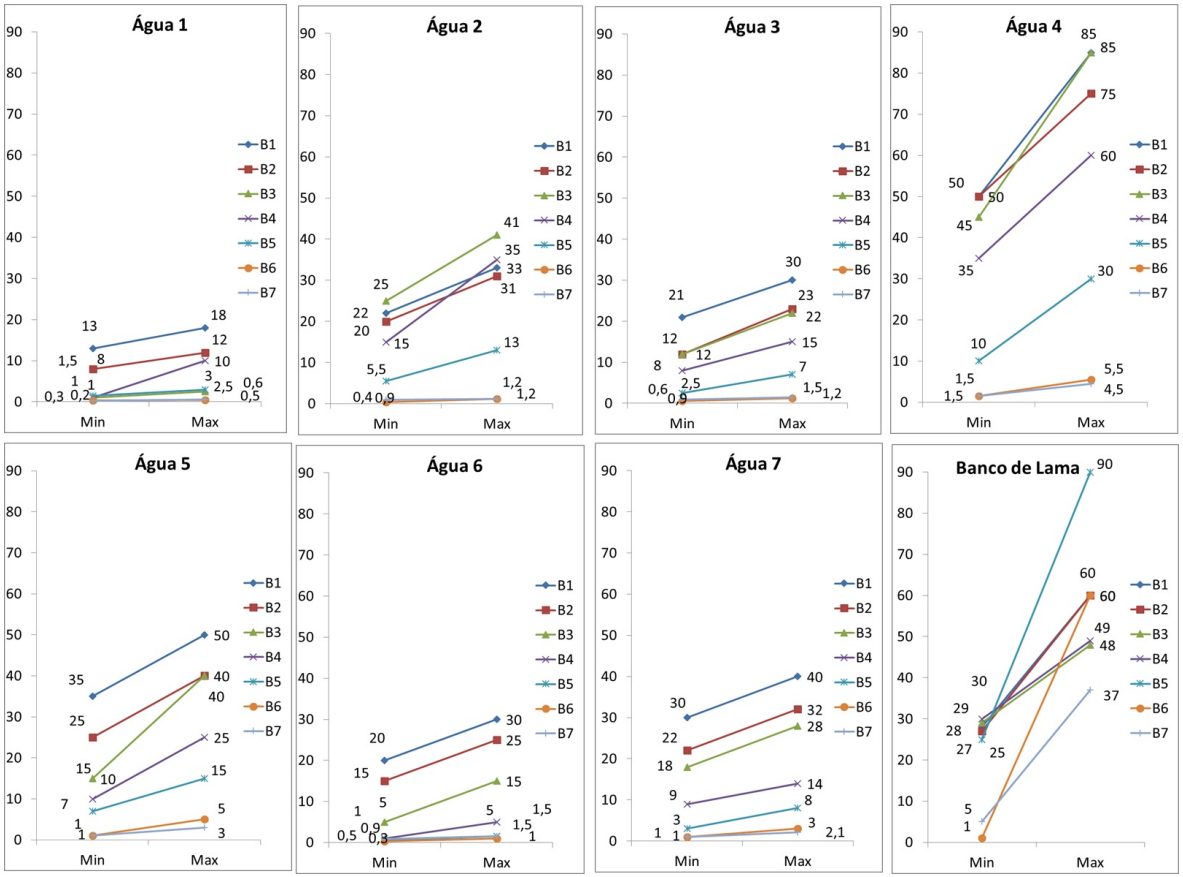


Figura 10: Valores mínimos e máximos de reflectância nas bandas 1 a 7 por classe de água e banco de lama.

uma classe específica para esta feição afim de evitar qualquer equívoco na etapa de classificação. Além disso, a resposta espectral destas feições é bem diferente das demais classes de água e apresentam dois grupos de amostras evidenciados pela curva de reflectância (Figura 11). Um comprimento de onda que separa muito bem a água do continente é a banda 5. Nessa banda, a água possui grande absorção e o continente, ilhas, embarcações, construções e os bancos de lama, apresentam valores de reflectância mais elevados (JENSEN, 2011). Em todas as amostras de banco de lama, pode-se observar um pico de reflectância na banda 5, diferenciando-as claramente das amostras de água.

As amostras de banco de lama de 1 a 16 (em azul), foram coletadas na foz de rios a nordeste da Baía de Guanabara, na área junto ao manguezal de Guapimirim e as amostras 17 e 18 (em verde) foram coletadas na foz do rio Estrela. O segundo grupo, que abarca as amostras 19 a 25, apresentou diferenças na reflectância das bandas 1 e 2. As amostras 19 a 21 (em amarelo), foram extraídas da foz do rio Iguaçu/Sarapuí, e as amostras de 22 a 25 (em vermelho), na foz dos rios Pavuna e Irajá, área a noroeste da Ilha do Governador.

A diferença encontrada na resposta espectral pode estar relacionada às diferenças nas características dos bancos de lama, seja no teor de água, sedimentos ou matéria orgânica oriunda dos rios poluídos. O comportamento espectral dos bancos de lama nas amostras 1 a 16, indicam a possibilidade da presença da clorofila por causa do pequeno pico na reflectância da banda 3 e a leve absorção nas bandas 2 e 4 (JENSEN, 2011). Os valores de reflectância menores nas bandas 1 e 2, em relação ao segundo conjunto de amostras, demostra que o primeiro conjunto forma um banco de lama mais escuro. Já o segundo grupo de amostras apresenta valores de reflectância mais elevados nos menores comprimentos de onda, com decréscimo contínuo até a banda 4. Todas as amostras apresentam o mesmo comportamento nas bandas 5, 6 e 7, com um grande aumento da reflectância na banda 5 e posterior diminuição dos valores até a banda 7.

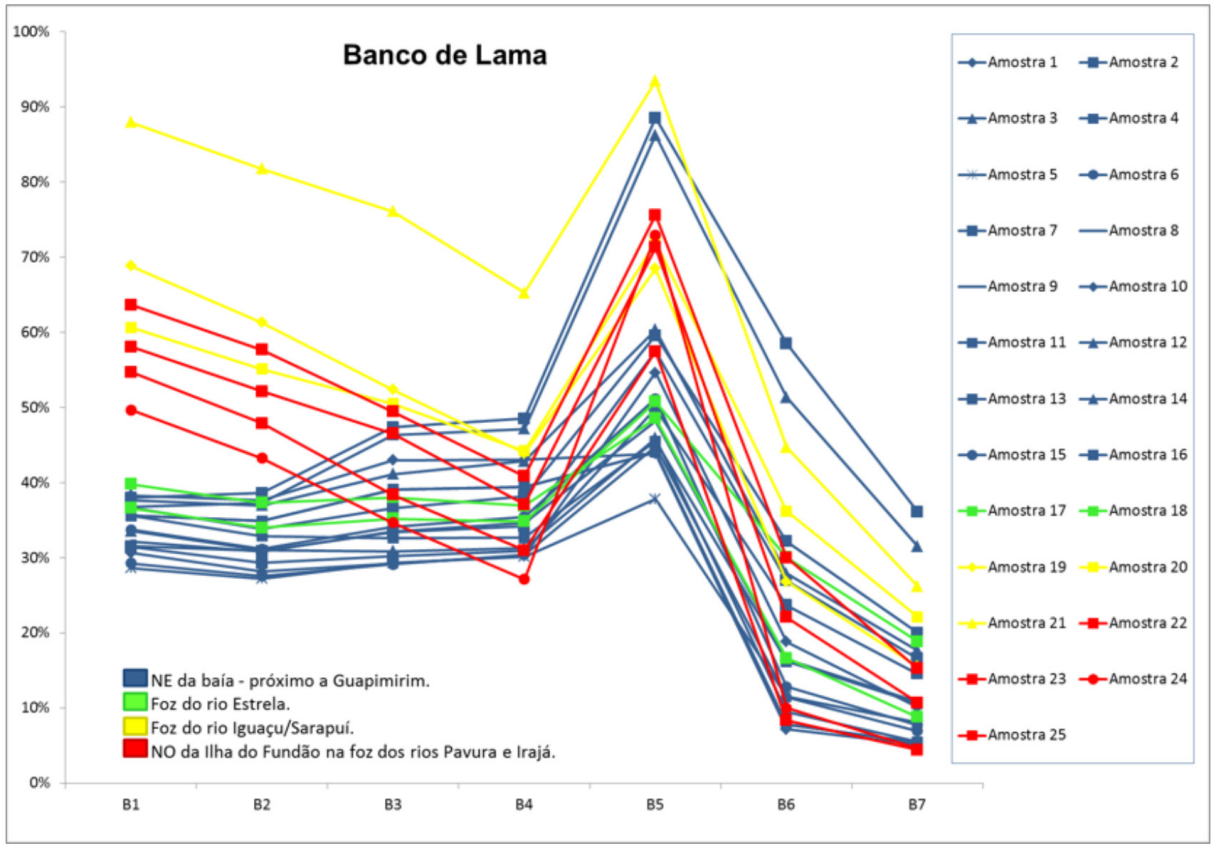


Figura 11: Comportamento espectral de amostras dos bancos de lama.

6. CARACTERÍSTICAS ESPECÍFICAS DA BAÍA A SEREM DESTACADAS

Ao analisar a classificação dos tipos de águas da Baía de Guanabara, algumas características acerca da circulação e dinâmica da Baía se destacaram e serão pontuadas a seguir.

A) ÁREA DE INFLUÊNCIA DA BAÍA DE GUANABARA NA ZONA COSTEIRA

Uma das grandes relevâncias em se estudar ambientes estuarinos é conseguir determinar a capacidade de exportação de poluentes para a área costeira (MELO, 2015). Daí o grande interesse em identificar e delimitar a pluma estuarina, já que relaciona-se com a importância do conhecimento acerca da exportação de propriedades ou de substâncias, como salinidade, sedimentos em suspensão, produtos químicos naturais ou patogênicos, materiais biológicos e nutrientes (MIRANDA et al., 2002).

As plumas costeiras, também denominadas plumas de turbidez, têm papel fundamental no transporte de material entre continente e oceano. As plumas costeiras, devido a sua maior concentração de MPS, destacam-se nas imagens, contrastando com as águas oceânicas. A dinâmica de dispersão da pluma estuarina pode ser controlada por diversos fatores, tais como, magnitude e frequência da descarga fluvial, regimes de ventos, de correntes e de maré, batimetria local e da força de Coriolis (PIMENTA et al., 2005; RODRIGUES et al., 2009). Sua dispersão é determinada pela vazão dos rios, pelas correntes de maré, pelos ventos e pelo regime de ondas, em conjunto com a configuração geomorfológica do litoral e da plataforma continental (OLIVEIRA et al., 2012).

Foi delineada a área de influência direta da Baía de Guanabara na região costeira, em 3 faixas de diluição opticamente ativas, do dia 05/06/2015, no momento do imageamento (Figura 12). A passagem do OLI/Landsat 8 sobre a baía ocorreu bem próximo da influência máxima da maré vazante, sendo assim, a pluma estava, no momento do dia do seu máximo alcance na zona costeira. Ainda que não seja o limite exato da pluma, usou-se esse termo para diferenciar a área de influência da baía, através dos componentes opticamente ativos visualizados na imagem OLI/Landsat 8. Para determinar as melhores bandas espectrais da imagem para realizar a composição colorida e destacar a pluma, foi feita a corre-

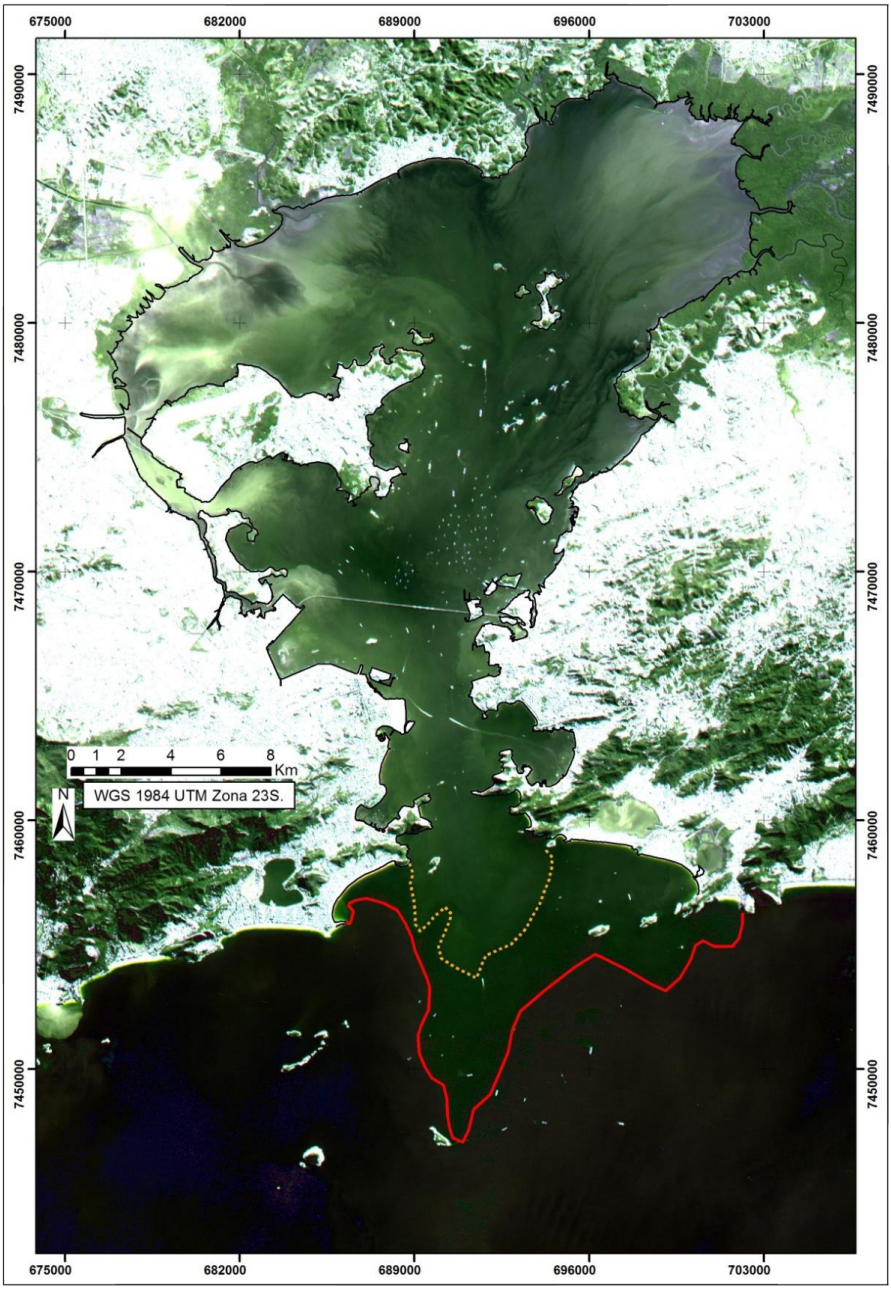


Figura 12: Estimativa do limite da pluma, em duas faixas de diluição, considerando-se apenas os componentes opticamente ativos, através da composição colorida (8/3/4) da imagem do sensor OLI/ Landsat 8, do dia 05/06/2015. A linha amarela pontilhada demarca a primeira faixa, com mais MPS e a linha vermelha marca o segundo limite da pluma de sedimentos, bem diferenciados na imagem.

lação entre valores de MPS (SOARES et al., 2016) e os valores de reflectância da imagem por banda. As melhores correlações foram observadas nas bandas 3, 4 e 8, com valores de 0,78, 0,82 e 0,87, respectivamente, justificando a escolha dessas bandas para a identificação da área de influência da baía na região costeira.

Alguns trabalhos verificaram que na maior parte do tempo a pluma apresenta uma propagação para leste, mas em alguns momentos apresentou propagação para sudoeste e oeste. Foi identificada uma área no oceano com água proveniente da baía, que apresentou nesse instante, deslocamento maior para a parte do oceano a leste da baía, área de Niterói e Maricá. Apesar dessa área ter concentrações baixas de MPS (água 6), são maiores que as águas vizinhas (água 1), destacando-se na imagem através de valores de reflectância bem distintos. Na data trabalhada, por ser característica de período seco, a pluma não se apresentou muito extensa, já que possui relação direta com a sazonalidade da descarga fluvial para a baía. Sendo assim, a água tipo 6 é característica da pluma, ou seja, é uma água de influência da baía na região costeira.

B) DUAS CLASSES DE ÁGUA BEM DISTINTAS A NO E A NE

Em todas as classificações, pode-se destacar dois tipos de água distintos no fundo da baía. A área do fundo da baía possui diversas desembocaduras de rios e as águas presentes ali são um reflexo da água desses rios. A maior descarga de água doce para a baía ocorre pelas laterais, influenciando o gradiente de salinidade e a distribuição do MPS, mais elevados em suas margens. A Baía de Guanabara possui uma bacia de drenagem com área de cerca de 4.600 km2, englobando quase toda a região metropolitana (GUIMARÃES et al., 2007; KJERFVE et al., 1997). Sendo assim, há total coerência da água do nordeste da baía ser diferente da água e noroeste.

A área do fundo da baía a nordeste recebe as águas de rios que passam pela APA de Guapimirim, com amplos canais de maré associados ao manguezal. Esses rios, tais como o Macacu, Guapi, Guaraí e Guaxindiba, contribuem com grande aporte de água doce para a baía. Outro rio que gera grande aporte de água para a baía é o Imboaçu, passando pelo município de São Gonçalo, que apresenta condições de grande degradação. Os rios que desaguam na baía a noroeste e a oeste, passaram por grandes intervenções, como a canalização, dragagem e retilinização dos canais, aumentando a taxa de assoreamento da baía e as enchentes crônicas nas cidades. Essa área, capta as águas de rios como o Iguaçu, Sarapuí, Pavuna, Estrela, dentre outros, que passam por áreas altamente urbanizadas, como

a Baixada Fluminense e a cidade do Rio de Janeiro, recebendo esgoto doméstico sem tratamento, resíduos industrias, insumos agrícolas e muito material particulado, sendo assim, altamente poluídos (KJERFVE et al., 1997; JICA, 1994). Percebe-se também classes de águas distintas nas margens leste e oeste e no canal central, fato que também ocorre pela influência dos rios e canais contribuintes.

Segundo KJERFVE et al. (1997) e OLIVEIRA et al. (2016), as maiores concentrações de clorofila-a se encontram nas margens leste, oeste e noroeste (Chl-a > 70 mg.m-3), por conta do grande aporte fluvial e emissários urbanos/industriais na área. Afirmam também, que altas concentrações são observadas no extremo norte e que as menores concentrações situam-se no canal principal de circulação. Assim como, que a porção nordeste apresenta valores constantes de clorofila-a (Chl-a ~ 30 mg.m-3) o ano todo e menores que o noroeste. Neste caso, a diferença entre as concentrações de clorofila, na porção nordeste e noroeste, consiste em aspectos como maior aporte de nutrientes, em função do esgoto doméstico e circulação mais restrita.

Sendo assim, acredita-se que a água 2 é diretamente influenciada pelo manguezal de Guapimirim. Já a água 5 possui muitos nutrientes, sendo dominada pelo CDOM, por conta do esgoto, resíduos industriais e fertilizantes agrícolas (AGUIAR et al., 2016; MELO et al., 2015; AURIM & DIERSSEN, 2012; BREZONIK et al., 2015; SLONECKER et al., 2016). A água 4 também possui essas características, porém, como maior concentração de MPS. Nas áreas onde a velocidade da água é menor, percebe-se a maior concentração de MPS, ligada à área de circulação restrita.

C) ÁGUA DA REGIÃO DO CANAL CENTRAL

A batimetria da Baía de Guanabara (Figura 3) é complexa, devido a sua origem por tectonismo e posterior afogamento marinho de uma bacia fluvial pleistocênica e pela sedimentação estuarina. Apresenta profundidade média de 7 metros, com 80% de sua área expondo valores inferiores a 10 metros. O canal central da Baía de Guanabara apresenta direção norte-sul e se estende da desembocadura até a porção mais interna da baía, tornando-se mais rasa até desaparecer por completo em decorrência da sedimentação. Na boca da baía o canal principal se divide em dois, onde o canal da esquerda sofre estreitamento e é contínuo, já o canal da direita se estreita e desaparece em alguns pontos. Na área entre a Ilha do Governador e a Ilha de Paquetá o canal central se divide em dois ramos: um a noroeste, contornando a Ilha do Gover-

nador, e outro a nordeste em torno da Ilha de Paquetá. É a área mais funda da baía, onde as profundidades são superiores a 20 metros, podendo ultrapassar os 50 metros (KJERFVE et al., 1997; MELO et al., 2015; GUIMARÃES et al., 2007).

No canal central a velocidade das correntes são mais elevadas e há contato direto com a área costeira, ou seja, com a água de origem marinha. A região do canal central e suas ramificações no fundo da baía são os locais onde ocorrem os principais fluxos da água marinha e consequente mistura com a água continental, dentro da baía, com baixa concentração de MPS, cerca de (5 mg L-1) (SOARES et al., 2016). Diversos trabalhos corroboram essa observação (KJERFVE et al., 1997; OLIVEIRA et al., 2016).

Uma das principais forçantes que determina a circulação no ambiente estuarino é a descarga fluvial (MELO, 2004). A baía recebe descarga de água doce constante de diversos rios, tais como, Caceribu, Macacu, Iguaçu, Saracuruna, Suruí, Magé, Estrela, Imboaçu, dentre outros. Para estimar a entrada de água doce na baía KJERFVE et al. (1997), utilizou relações semi-empíricas obtendo a vazão média anual de 100 m^3s^{-1}, variando entre 33 m^3s^{-1} em julho a 186 m^3s^{-1} em janeiro e dezembro. Por meio do mesmo método (MIRANDA et al., 2002), estimou-se a vazão de água doce para a baía, do dia do campo e dos 10 dias anteriores, totalizando 15 m^3s^{-1}. Sendo assim, como a vazão estava baixa, no momento do imageamento a influência marinha foi detectada até a região do fundo, na porção oeste, marcada pela classe de água 7. Na porção leste, embora haja uma ramificação neste sentido, não ocorreu o mesmo em função da influência dos tributários desta região, que contribuíram com um concentração maior de MPS, criando outro tipo de água, o tipo 3. Pode-se observar uma diferença nítida na concentração de MPS entre essas duas classes de água, apresentando valores de 5 – 20 mg L-1 na classe de água 3 e 2 – 4 mg L-1 na água 7 (SOARES et al., 2016).

D) ESTRUTURA HIDRODINÂMICA EM FORMA ELÍPTICA

Entre a ponte Rio-Niterói, a Ilha do Fundão, ao sul-sudeste da Ilha do Governador, destaca-se uma área em formato elíptico, com classes de água diferentes do entorno. Como essa é uma área que apresenta um gradiente lateral intenso (KJERFVE et al., 1997; JICA, 1994; BÉRGAMO, 2006) oriundo da irregularidade da linha de costa da baía e configuração da batimetria, existe uma variação lateral de velocidade que pode gerar estruturas dinâmicas como a observada na imagem e delimitada pela técnica de classificação, semelhante a um

vórtice. Mas, cabe ressaltar que nenhum estudo foi realizado para averiguar os mecanismos de formação desta estrutura dentro da baía.

Segundo SOUZA (2008), os vórtices são feições bem delineadas, definidas, elípticas, em que gradientes de propriedades físicas o delimitam em superfície e em subsuperfície em relação às águas do entorno. Eles são responsáveis por uma parte de processos de troca de nutrientes, salinidade, temperatura, energia.

Observando a classificação, pôde-se destacar que a área central dessa estrutura possui um tipo de água com menos MPS e menos clorofila-a. Apresenta valores de reflectância inferiores a área entorno, podendo-se destacar duas características: valores da banda 6 (SWIR 1) inferiores aos da banda 7 (SWIR 2) e valores muito menores na banda 8 (PAN) em relação aos verificados nas áreas adjacentes. A elipse no entorno dessa área central, apresenta valores de MPS, clorofila-a e reflectância mais elevados que a área entorno. Por conta dessas observações e do conhecimento acerca da circulação na baía (JICA, 1994; KJERFVE et al., 1997; BÉRGAMO, 2006), levanta-se a hipótese que essa estrutura é um vórtice ciclônico, gerado pelas diferentes velocidades das correntes. A velocidade das correntes é mais intensa no canal central do que nas áreas adjacentes (JICA, 1994; MELO, 2015), provocando assim o movimento ciclônico, gerando um movimento ascendente, em que a água do fundo, mais salina, mais densa e com menos MPS, é levada à superfície, ficando com as mesmas características da água costeira. Como não há coleta de dados como salinidade, temperatura, etc. dessa área no dia do imageamento, buscaremos comprovar essa afirmativa em trabalhos futuros.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A variabilidade de tipos de água na Baía de Guanabara está relacionada diretamente à circulação interna, à pluviosidade na bacia hidrográfica, à variação da maré, à batimetria e ao estreitamento do canal. O aporte de água que a bacia hidrográfica ocasiona impacta diretamente sobre essa variação dos tipos de água no que concerne à matéria orgânica dissolvida, nutrientes, sedimentos e poluentes dos mais diversos tipos e origens. No estudo em tela, foram observadas as diferenças com relação à água superficial, já que o sensor remoto só é capaz de obter dados da zona fótica, ou seja, da região da coluna d'água que a radiação penetra e retorna com a assinatura espectral do objeto.

A água é um alvo especialmente complexo de trabalhar em sensoriamento remoto, já que os valores de reflectância variam de acordo com as características do

material particulado e dissolvido presentes no corpo d'água, da espuma e das bolhas na superfície, além do vento a da geometria de aquisição de imagem. Em ambientes costeiros essa tarefa é mais complexa pela diversidade de componentes opticamente ativos na água. Esse trabalho foi realizado utilizando o sensor OLI a bordo do Landsat 8, por ser promissor para monitorar regiões costeiras e fechadas, trabalhando com cor do oceano, através de classificação espectral das massas de água.

A classificação orientada a objeto multiespectral identificou diferentes tipos de água na Baía de Guanabara ressaltando sua compartimentação dinâmica. Esta compartimentação evidenciou sua complexidade e diferenças espectrais entre grandes áreas, tais como, o fundo, as margens e o canal central. Esse quadro é uma consequência das contribuições diferenciadas da rede de drenagem, do entorno da baía, associada às características hidrodinâmicas locais.

Independente da combinação dos descritores utilizados na etapa de classificação, alguns padrões se repetiram, mostrando que essa técnica pode ser aplicada para identificar padrões gerais de distribuição das águas. Classificadas a partir da resposta espectral, da água e dos elementos opticamente ativos presentes, observou-se: uma variação leste-oeste dos tipos de água, a presença de uma estrutura hidrodinâmica em forma elíptica, uma área de influência da baía na zona costeira se deslocando principalmente para leste, tipos de água diferenciados a noroeste e a nordeste da baía. Por fim, a classificação forneceu um panorama sinótico dinâmico da água na Baía de Guanabara no período seco. Este método pode ser replicado pra qualquer outro período ou estuário, com a vantagem da visão sinótica, custo reduzido, grande série temporal e rapidez de análise.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, V. M. de C.; LIMA, M. N. de; ABUCHACRA, R. C.; ABUCHACRA, P. F. F.; BAPTISTA NETO, J. A.; BORGES, H. V.& OLIVEIRA, V. C. de. Ecological risks of trace metals in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil: An index analysis approach. Ecotoxicology and Environmental Safety 133 (2016) 306–315.

ANTUNES, M. A. H.; DEBIASI, P.; COSTA, A. R. da & GLERIANI, J. M. (2012). Correção Atmosférica de Imagens Alos/Avnir-2 Utilizando o Modelo ATMCOR4OLI. Sociedade Brasileira de Cartografia, Geodésia, Fotogrametria e Sensoriamento Remoto ISSN: 1808-0936. Revista Brasileira de Cartografia. No 64/4: 531-539.

ANTUNES, M. A. H.; GLERIANI, J. M. & DEBIASI, P. Atmospheric effects on vegetation indices of TM and ETM+ images from a tropical region using the ATMCOR4OLI model. In: Proceedings of the IEEE IGARSS2012, Munich, 2012, pp. 6549-6552.

ARRAUT, E. M.;RUDORFF, C. de M.;BARBOSA, C. C. F.;CARVALHO, J. C.;FILHO, W. P.&NOVO, E. M. L. de M.Estudo do Comportamento Espectral da Clorofila edos Sólidos em Suspensão nas Águas do Lago Grande de Curuai (Pará), na época da seca, através de técnicas de espectroscopia de campo.Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 2447-2456.

AURIN, D. A.& DIERSSEN, H. M. Advantages and limitations of ocean color remote sensing in CDOM-dominated, mineral-rich coastal and estuarine waters.Remote Sensing of Environment 125 (2012) 181–197.

BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation.In: XII Angewandte Geographische Informations verarbeitung, Wichmann-Verlag, Heidelberg, 2000.

BAPTISTA NETO, J. A.; GINGELE, F. X.; LEIPE, T. & BREHME, I. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. Environ Geol (2006) 49: 1051–1063.

BARROS, R. S. de; CRUZ, C. B. M.; MEDEIROS, A. F. F. de & SEABRA, V. da S. Estimativa de Turbidez e Temperatura da Água a Partir de Dados dos Sensores TM e ETM+ para a Baía de Guanabara. Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, 05 - 10 abril 2003, INPE, p. 2435 - 2442.

BÉRGAMO, A. L. Características Hidrográficas, da Circulação e dos Transportes de Volume e Sal na Baía de Guanabara (RJ): Variações sazonais e Moduladas pela Maré. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do titulo de Doutor em Ciências, área de Oceanografia Física, 2006.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing.ISPRS Journal of Photogrametry and Remote Sensing 65 (2-16), 2010.

BREUNIG, F. M.; WACHHOLZ, F.; PEREIRA, F. W.& RUDORFF, C. M. Análise das Propriedades Ópticas da Água do Reservatório Rodolfo Costa e Silva – Itaara, RS, Brasil, usando dados espectrais de campo e imagens orbitais multiespectrais. RevistaAmbi-Água, Taubaté,v. 2, n. 2, p. 88-102, 2007.

BREZONIK, P. L.; OLMANSON, L. G.; FINLAY, J. C. & BAUER, M. E.Factors affecting the measurement of CDOM by remote sensing of optically complex inland waters. Remote Sensing of Environment 157 (2015) 199–215.

BUKATA, R. P. Satellite monitoring of inland and coastal water quality: retrospection, intropection, future direction. Taylor & Francis Group, LLC, 2005, 281 p.

BURNETT, C. & BLASCHKE, T.A multi-scale segmentation-object relationship modelling methodology for landscape analysis.Ecological Modelling 168 (3) 233-249.2003.

CAMARGO, J.M.R.; PATCHINEELAM, S.M. & GUERRA, J.V. Variações das forçantes hidrodinâmicas junto a um campo de dunas subaquáticas na Baía de Guanabara – RJ. Atlântica, Rio Grande, 26 (1): 5-15, 2004.

CAMARGO, F. F.; FLORENZANO, T. G. & ALMEIRA, C. M. De. Análise Orientada a Objetos aplicada a classificação de Unidades de Relevo. INPE, São José dos Campos. 2008.

CARVALHO, M.; CIOTTI, A. M.; GIANESELLA, S. M. F.; CORRÊA, F. M. P. S.& PERINOTTO, R. R. C. Bio-Optical Properties of the Inner Continental Shelf off Santos Estuarine System, Southeastern Brazil, and Their Implications for Ocean Color Algorithm Performance. Brazilian Journal of Oceanography, 62(2):71-87, 2014.

CATANZARO, L. F.; BAPTISTA NETO, J. A.; GUIMARÃES, M. S. D. & SILVA, C. G. Distinctive Sedimentary Processes in Guanabara Bay – SE/Brazil, based on the analysis of echo-character (7.0 Khz). Revista Brasileira de Geofísica, Vol. 22(1) (2004), p. 69-83.

CHERUKURU, N.; FORD, P. W.; MATEAR, R. J.; OUBELKHEIR, K.; CLEMENTSON, L. A.; SUBER, K.& STEVEN, A. D.L.Estimating dissolved organic carbon concentration in turbid coastalwaters using optical remote sensing observations. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 52 (2016) 149–154.

CONCHA, J. A. & SCHOTT, J. R.Retrieval of color producing agents in Case 2 waters using Landsat 8.Remote Sensing of Environment 185 (2016) 95–107.

CONSTANTIN, S.; DOXARAN, D.& CONSTANTINESCU, S.Estimation of water turbidity and analys is of its spatio-temporal variability in the Danube River plume (Black Sea) using MODIS satellite data. Continental Shelf Research 112 (2016) 14–30.

CRUZ, C. B. M.; TEIXEIRA, A. J. de A.;BARROS, R. S. de; ARGENTO, M. S. F.; MAYR, L. M.& MENEZES, P. M. L. de (1998). Carga Antrópica da BaciaHidrográfica da Baía de Guanabara. Anais do IX Simpósio Brasileiro deSensoriamento Remoto, Santos, 11-18 set 1998, INPE, pp. 99-109.

DOXARAN, D.; FROIDEFOND, Jean-M.; LAVENDER, S. &CASTAING, P. Spectral signature of highly turbid waters Application with SPOT data to quantify suspended particulate matter concentrations. Remote Sensing of Environment 81 (2002) 149– 161.

DYER, K. R. Estuaries: A physical Introduction. 2. ed., Chinchester, Wilwy, 1997, 195 pp.

EGLER, C. A. G; CRUZ, C. B. M.; MADSEN, P. F. H.; COSTA, S. de M.& SILVA, E. A. da (2003).Proposta de Zoneamento Ambiental da Baía de Guanabara. Anuário do Instituto deGeociências – UFRJ - Volume 26 / 2003, pp. 127-138.

FERREIRA, A. B. & FILHO, W. P. Avaliação da Reflectância Espectral de Corpos D'água em SantaMaria-RS por Meio de Espectrorradiometria de Campo. Revista eletrônica do Curso Geografia – Campus Jataí/GO <www2.jatai.ufg.br/ojs/index.php/geoambiente>. N.13 jul-dez/2009.

GUIMARÃES, M. de S. D.; CATANZARO, L. F. de; BAPTISTA NETO, J. A.; VILELA, C. G. & BREHME, I. Caracterização Textural dos Sedimentos Superficiais de Fundo

e Dinâmica Sedimentar na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Revista Tamoios – Departamento de Geografia da Uerj – FFP. Julho/ Dezembro-Ano IV, V.3, nº 2, 2007. ISSN 1980- 4490.

JENSEN, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres. Tradução: EPIPHANIO, J. C. N. et al. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2011, 598p.

JICA Report.The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem.Tokyo: Japan International Cooperation Agency: Kokusai Kogyo Co., Ltd., 1994.

KJERFVE, B., RIBEIRO, C. H. A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A. M., QUARESMA, V.S. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Continental Shelf Research, 17 (13), 1609-1643, 1997.

MELO, G. V. de; NETO, J. A. B.; MALM, O.; FERNANDEZ, M. A. dos S. & PATCHINEELAM, S. M. Composition and behaviour of heavy metals in suspended sediments in a tropical estuarine system. Environ Earth Sci (2015) 73:1331–1344.

MENESES, Paulo Roberto&ALMEIDA,Tati de (orgs.). Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto. Brasília: UNB e CNPQ, 2012, 266p.

MILLER, R. L. & MCKEE, B. A.Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal waters.Remote Sensing of Environment 93 (2004) 259266.

MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M. & KJERVFE, B. Princípio de oceanografia física de estuários.Ed.USP. 2002, 411pp.

MOLLERI, G. S. F.; KAMPEL, M.; NOVO, E. M. L. de M. Spectral classification of water masses under the influence of the Amazon River plume.Acta Oceanol.Sin., 2010, Vol. 29, No. 3, P. 1-8.

MOREL, A. & PRIEUR, L. Analysis of variations in ocean color. Limnol. Oceanogr.22, 709722 (1977).

OLIVEIRA, E. N. de; KNOPPERS, B. A.; LORENZZETTI, J. A.; MEDEIROS, P. R. P.; CARNEIRO, M. E.& SOUZA, W. F. L. de. A Satellite View of Riverine Turbidity Plumes on The Ne-E Brazilian Coastal Zone.Brazilian Journal of Oceanography, 60(3):283-298, 2012.

OLIVEIRA, E. N.; FERNANDES, A. M.; KAMPEL, M.; CORDEIRO, R. C.; BRANDINI, N.; VINZON, S. B.; GRASSI, R. M.; PINTO, F. N.; FILLIPO, A. M. & PARANHOS, R. Assessment of remotely sensed chlorophyll-a concentration in Guanabara Bay, Brazil. J. Appl. Remote Sens. 10(2), 026003 (2016), doi: 10.1117/1.JRS.10.026003.

PAHLEVAN, N.; LEE, Z.; WEI, J.; SCHAAF, C. B.; SCHOTT, J. R. & BERK, A. On-orbit radiometric characterization of OLI (Landsat-8) for applications in aquatic remote sensing. Remote Sensing of Environment 154 (2014) 272–284.

PATISSIER,D. B.; GOWER, J. F.R.; DEKKER, A. G.; PHINN, S. R. &BRANDO,V. E. A

review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. Progress in Oceanography 123 (2014) 123–144.

PIMENTA, F.M.; CAMPOS, E.J.D.; MILLER, J.L.; PIOLA, A.R.A numerical study of the Plata River Plume along the southeastern south American Continental Shelf.Brazilian Journal of Oceanography, v. 53, n. 3/4, p. 129-146. 2005.

POLIDORIO, A. M.; IMAI, N. N.; TOMMASELLI, A. M. G. Índice indicador de corpos d'água para imagens multiespectrais. I Simpósio de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação, v. 9, 2004.

RANGEL, C. M. A.; NETO, J. A. BAPTISTA; FONSECA, E. M.; McALISTER, J.& SMITH, B. J. Study of heavy metal concentration and partitioning in the Estrela River: implications for the pollution in Guanabara Bay – SE Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências (2011) 83 (3) 801-815.

RODRIGUES, R. P.; KNOPPERS, B. A.; SOUZA, W. F. Landim de & SANTOS, E. S. Suspended Matter and Nutrient Gradients of a Small-Scale River Plume in Sepetiba Bay, SE-Brazil.Braz. Arch. Biol. Technol.: v.52 n.2, Mar/Apr 2009, pp. 503-512.

ROELFSEMA, C. M.; LYONS, M.; KOVACS, E. M.;MAXWELL, P.; SAUNDERS, M. I.; VILLARREAL, J. S. & PHINN, S. R.. Multi-temporal mapping of seagrass cover, species and biomass: A semi-automated object based image analysis approach. Remote Sensing of Environment 150 (2014) 172–187.

RUNDQUIST, D. C.; HAN, L.; SCHALLES, J. F. & PEAKE,J.S.Remote Measurement of Algal Chlorophyll in Surface Waters: The Case for the First Derivative of Reflectance Near 690 nm. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing,Vol. 62, No. 2, February 1996, pp. 195-200.

SLONECKER, E. T.; JONES, D. K.; PELLERIN, Brian A.The new Landsat 8 potential for remote sensing of colored dissolved organic matter (CDOM). Marine Pollution Bulletin 107 (2016) 518–527.

SOARES-GOMES, A.; GAMA, B.A.P. da; BAPTISTA NETO, J.A.; FREIRE, D.G.; CORDEIRO, R.C.; MACHADO, W.; BERNARDES, M.C.; COUTINHO, R.; THOMPSON, F.L.; PEREIRA, R.C. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Regional Studies in Marine Science 8 (2016) 319–330.

SOUZA, Ronald Buss de (org.). OceanografiaporSatélites. 2 ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 382 p.

USGS.Earth Explorer.Department of the Interior - U.S. Geological Survey – NASA. Site: <http://earthexplorer.usgs.gov>. Acesso em: 01/09/2015.

VERMOTE, E. F.; TANRE, D.; DEUZE, J. L.; HERMAN, M. & MORCRETTE, J. J.Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, ATMCOR4OLI: an overview.IEEE Trans. Geosc. and Remote Sens. 35<3>: 675-686, 1997.

XU, H. Modification of Normalized Difference Water Index (NDWI) to Enhance Open Wa-

ter Features in Remotely Sensed Imagery. International Journal of Remote Sensing. Vol.27, No. 14, 20 July 2006, 3025–3033.

YU, W.; ZHOU, W.; QIANA, Y.& YAN, J.A new approach for land cover classification and change analysis: Integrating backdating and an object-based method. Remote Sensing of Environment 177 (2016) 37–47.

ZHOU, W. & TROY, A.An object-oriented approach for analysing and characterizing urban landscape at the parcel level. International Journal of Remote Sensing. Vol. 29, No. 11, 10 June 2008, 3119–3135.

SEDIMENTOLOGIA DA BAÍA DE GUANABARA

José Antonio Baptista Neto
Claudia Guterres Vilela
Estefan Monteiro da Fonseca
João Regis dos Santos Filho
Alex da Silva de Freitas

Os estuários são interfaces críticas entre o ambiente marinho e o terrestre. São considerados um dos sistemas mais vulneráveis do mundo, como resultado das mudanças globais e da intensificação de eventos extremos. Se por um lado são constituídos por áreas geomorfologicamente protegidas com alta produtividade biológica, por outro lado apresentam intensa atividade econômica, como resultado das convenientes condições de tráfego e disponibilidade de diferentes recursos naturais. Essas regiões, por serem zonas de transição, são influenciadas pelo input continental através dos rios que deságuam no oceano, resultando em um ambiente dinâmico e sensível. Como resultado, os sedimentos depositados nos estuários se tornam componentes importantes dos ecossistemas, devido às suas propriedades físico-químicas e ao potencial acúmulo de poluentes nos mesmos. Nos últimos anos, os sedimentos foram cada vez mais reconhecidos como um dos principais sumidouros e fontes de contaminação, fornecendo um elo essencial entre os processos químicos e biológicos (Baptista Neto et al., 2006).

Vários autores destacam a grande influência dos regimes fluviais nos estuários tropicais, especialmente aqueles localizados em zonas de micromaré (Moskalski e Torres, 2012). Mudanças na descarga de água doce afetam a distribuição de salinidade e os padrões de circulação gravitacional, alterando os ciclos de ressuspensão/transporte/deposição de sedimentos. Durante eventos de baixa frequência de descarga de água doce, o transporte dos sedimentos em suspensão é geralmente alto, o que leva a mudanças consideráveis nos padrões de deposição no sistema estuarino. Além disso, grandes quantidades de água doce, na maioria das vezes, levam a uma mudança da cunha salina em direção ao prodelta promovendo o fluxo de sedimentos em direção à plataforma continental. Entretanto, esses processos de transferência de sedimentos são altamente regulados pela geo-

morfologia local e a eficiência da dinâmica de captura de sedimentos na zona de máxima turbidez (Prandle, 2009).

A deposição de sedimentos em ambientes costeiros marítimos é um processo natural influenciado pela geografia, geologia, geomorfologia e variabilidade climática. No entanto, após a rápida urbanização, os sedimentos transportados da bacia hidrográfica para as baías aumentaram juntamente com as cargas de nutrientes e metais pesados associados (Catanzaro et al., 2004; Baptista Neto et al., 2006), representando um grande problema ambiental. A caracterização do fundo marinho quanto à distribuição superficial dos sedimentos é de primordial importância dentro de um diagnóstico ambiental, uma vez que os sedimentos finos (fração silte/argila) têm sido reconhecidos como importantes fixadores de poluentes.

1. BAÍA DE GUANABARA

A Baía de Guanabara, com aproximadamente 400 Km², é rodeada pela Região Metropolitana do Rio de Janeiro e caracterizada por uma alta densidade demográfica com o segundo maior parque industrial do Brasil. Além disso, abrange diretamente os municípios de Niterói, São Gonçalo, Itaboraí, Guapimirim, Magé, Duque de Caxias e Rio de Janeiro. Esta baía é um dos maiores sistemas estuarinos do Brasil sendo reconhecida internacionalmente por sua biodiversidade, importância ecológica e seus altos níveis de poluentes. O acelerado desenvolvimento urbano, agrícola e industrial no século passado, levou a modificações substanciais na região do seu entorno devido ao intenso desmatamento, expansão da agricultura e célere urbanização. A partir destes acontecimentos, novas questões ambientais (a destruição dos ecossistemas periféricos à baía, o assoreamento de seu espelho d'água, o uso descontrolado do solo e seus efeitos adversos em termos de poluição e assoreamento) foram levantadas (Soares-Gomes et al., 2016).

Amador (1980, 1997), baseado nas curvas de variações do nível do mar de Suguio et al. (1985), testemunhos datados por 14C nas cristas de praia e dados de geofísica de 3,5 kHz. definiu três unidades sedimentares principais para a Baía de Guanabara. A unidade basal é formada com sedimentos derivados da Formação Macacu (Pleistoceno Superior). Acima dela o autor observou uma argila continental, unidade de origem fluvial seguida por uma unidade sedimentar superior é composta por areia e lamas estuarinas do Holoceno. Com base nesta sequência estratigráfica e nas curvas de variação do nível marinho, estipulou-se que a Baía de Guanabara iniciou sua formação entre 10.000 e 8.000 anos AP.

Cerca de 5.100 anos AP, foi observada a maior elevação do nível do mar no Holoceno, conhecida localmente como transgressão da Guanabarina, gerando depósitos marinhos a 30 km da margem da baía modernas sendo observada a formação de escarpas de corte por onda nas formações Macacu e Caceribu. Durante esta fase, um terraço marinho (TM2) foi construído 4 m acima do nível do mar atual. Posteriormente, com base nas curvas do nível do mar de Suguio et al. (1985), a primeira regressão causou uma queda de 1,0 m abaixo do nível do mar moderno 4.200 anos AP (Amador e Ponzi, 1974). No entanto, uma nova transgressão entre 3.800 e 3.600 anos AP atingiu 1,5 a 2,0 m acima do nível do mar moderno sendo representada por Amador e Ponzi (1974) pelo terraço marinho TM1. Após esta etapa, uma segunda regressão marinha aproximou o nível do mar ao que é observado atualmente.

Figueiredo et al. (1989) identificaram quatro ambientes deposicionais distintos através de testemunhos coletados na enseada de Jurujuba, sendo observado da base para o topo dos testemunhos um ambiente continental seguido por lagunar, praial e fundo de baía. Silva e Viviers (1998) evidenciam a influência de flutuações do nível do mar na enseada de Jurujuba, associando microorganismos a faciologias distintas. Os dados indicaram sedimentos ora depositados em condições marinhas restritas e de maior isolamento, ora depositados em condições de circulação de água mais aberta e com melhor comunicação com o oceano. Após o afogamento da Baía de Guanabara, esta passa a funcionar como uma bacia de sedimentação, com seu assoalho formado por areias fluviais Pleistocênicas e argilas transicionais continentais (Amador,1980a). Assim, passando a ser coberta por uma sedimentação moderna com predomínio de fonte fluvial e de sedimentos produzidos por organismos, onde a sedimentação marinha é restrita à zona costeira (Amador, 1992).

Baptista Neto et al. (2017) baseado em testemunhos datados e utilizando-se de três diferentes proxies dividiu a história ambiental da Baía de Guanabara dos últimos 5.000 anos BP em três estágios principais. O primeiro representa o período de referência, antes da chegada dos europeus, com predominância da Floresta ombrófila, ocorrência de *Bulliminella elegantissima* como a principal espécie de foraminífero encontrada tal como baixas concentrações de metal pesado. A segunda fase representa o início da colonização européia, com o desmatamento, diminuição da Floresta ombrófila e aumento na vegetação aberta (herbáceas, vegetação de campo), a ocorrência da espécie de foraminífero *A. tepida* como indicador de poluição e também um aumento nos níveis de metais pesados. O terceiro

estágio está relacionado ao século passado até hoje, em que a análise palinológica revelou grandes mudanças na vegetação, com a diminuição da Floresta ombrófila e aumento da vegetação aberta (vegetação herbácea) sendo também observada a ocorrência de espécies exóticas dos gêneros *Casuarina, Eucalyptus* e *Pinus*. Nesse período também é possível observar uma mudança no domínio da espécie de foraminífero *B. elegantissima*, que ocorre normalmente em sedimentos com altos níveis de conteúdo da matéria orgânica e ambiente confinado, ao domínio de *A. tepida,* que confirmou ser tolerante ao aumento dos valores de concentrações de metais pesados e pode ser usado como bioindicador de poluição antrópica.

As concentrações de metais pesados na parte superior dos testemunhos da Baía de Guanabara exibiam consideráveis variabilidades, como resultado de várias cargas de poluentes ao longo das últimas décadas. O aumento na concentração de metais pesados nos testemunhos sedimentares foi correlacionado com o período de rápido desenvolvimento industrial e de urbanização na região metropolitana do Rio de Janeiro. Vilela et al. (2017) analisaram as assembleias de foraminíferos, diversidade de espécies, quantidade de matéria orgânica e datação por ^{14}C em testemunhos sedimentares, para propor um modelo de variação ecológica dos foraminíferos encontrados nos últimos 6.000 anos AP. Entre suas observações, estão um aumento da taxa de acumulação e aumento da matéria orgânica, assim como modificações da diversidade de espécies foraminíferos em torno de 530 anos AP que correspondem à chegada dos primeiros europeus em 1.500 d.C.

Vários autores vêm fazendo pesquisas nos últimos anos, no que se refere às taxas de sedimentação lamosa recente na Baía de Guanabara. Amador (1997) dividiu as taxas de assoreamento na Baía em duas fases: 1ª - representada pelas taxas de assoreamento geológico ou natural e 2ª - representada pelo assoreamento histórico. Amador (1980b,1982,1997) determinou o assoreamento geológico a partir da relação entre a espessura média dos sedimentos depositados na baía e o tempo durante o qual se deu a deposição. Amador (1997) considerou que a densidade média do sedimento que se deposita atualmente na Baía de Guanabara é de 1,256g/cm³, a 4m de profundidade, assumindo assim um valor de 26,9cm/século de assoreamento geológico ou natural. A taxa de assoreamento histórica foi determinada, segundo Amador (1980), através de estudo comparativo de cartas náuticas de diferentes períodos. Este autor determinou o assoreamento dos períodos de 1849/1922 e 1938/1962. Segundo Amador (1997), este fato esteve ligado principalmente à ação antrópica nas bacias de drenagem da Baía, como por exemplo, as obras de engenharia hidráulica desenvolvidas na década de 30, os cons-

tantes desmatamentos, os aterros e a destruição de manguezais que têm grande importância na retenção de sedimentos finos. Para o período compreendido entre 1849/1922 as taxas observadas por Amador (1980) foram de 24cm/100 anos. Já para o período de 1938/1962 foram observados valores de 81cm/100 anos.

Godoy et al. (1998) determinaram taxas de assoreamento utilizando a técnica de isótopos de chumbo (Pb^{210}) referentes aos últimos 100 anos, com base em testemunhos rasos coletados em duas estações situadas ao norte da Ilha do Governador. Em uma dessas estações os sedimentos coletados em profundidade abaixo de 50 cm, do fundo da baía, e com idade entre 40 e 100 anos AP, apresentaram uma taxa de assoreamento de 0,15 cm/ano. Nas amostras de sedimento analisadas entre a superfície do fundo e a profundidade de 50 cm, com idade correspondente aos últimos 40 anos, a taxa de assoreamento determinada foi de 1,3 cm/ano. Na outra estação, os sedimentos situados abaixo da profundidade de 20 cm, do fundo da baía, e com idade entre 10 e 80 anos antes do presente, apresentaram uma taxa de assoreamento de 0,32 cm/ano, enquanto que os sedimentos situados entre a superfície do fundo e 20 cm de profundidade, referente aos últimos 10 anos, indicaram uma taxa de assoreamento de 2,2 cm/ano. Godoy et al. (2012) baseando-se nos dados existentes na literatura e comparando a dados adicionais coletados pelos mesmos autores, concluíram que de forma geral, a atual taxa de sedimentação da Baía de Guanabara é de aproximadamente 1 cm ano^{-1}, o que representa um incremento cinco vezes superior aos valores de linha de base.

Segundo estes autores os dados obtidos são coerentes com os existentes na literatura relacionados à datação de sedimentos da Baía de Guanabara, empregando-se a técnica do 210Pb. A validação da datação foi realizada com base nos perfis de cobre, cromo e chumbo, no fluxo de ^{210}Pb, e no registro histórico das principais intervenções físicas ocorridas no século passado, tais como aterros, a canalização de rios e a construção de vias rápidas (Godoy et al., 2012). Estas elevadas taxas de assoreamento são responsáveis por uma diminuição cada vez mais veloz da lâmina d'água da Baía de Guanabara, principalmente na sua porção mais interior. Esse aumento nas taxas de sedimentação, observadas no fluxo de ^{210}Pb, corresponde segundo Pagliosa et al. (2006) a expansão urbano-industrial, ocorrida em meados da década de 1950, que promoveu um rápido crescimento urbano levando uma grande pressão ambiental principalmente nas áreas costeiras. Amador (1997) ressalta as intensas modificações no litoral na Baía de Guanabara, através de retificações de rios, desmatamento e aterros nos ambientes costeiros.

2. DISTRIBUIÇÃO DOS SEDIMENTOS DE FUNDO DA BAÍA DE GUANABARA

Nos últimos trinta anos, vários trabalhos de caracterização de sedimentos superficiais de ambientes costeiros foram desenvolvidos (Cooper, 1993; Baptista Neto et al., 1996; Laybauer e Bidone, 2001; Sheykhi e Moore, 2013). Diante deste fato, cabe ressaltar que a caracterização do fundo marinho quanto à distribuição superficial dos sedimentos é de primordial importância dentro do diagnóstico ambiental de uma dada área. As características físicas e químicas dos sedimentos possuem forte influência na biota encontrada nos ambientes costeiros, assim como na fixação de poluentes (metais pesados, óleo, etc.), uma vez que os sedimentos finos (fração silte/argila) têm sido reconhecidos como importantes fixadores de poluentes.

O primeiro mapa de distribuição granulométrica da Baía de Guanabara foi desenvolvido por Amador (1992) baseado em diversas amostragens realizadas ao longo da baía (Figura 1). Posteriormente Quaresma et al. (2000) publicou o segundo mapa de distribuição granulométrica da Baía baseado em amostragens realizadas pelos autores, amostras de Amador (1992) e de Baptista Neto (1993) (Figura 2). Quaresma et al. (2000) destacam a importância de um banco arenoso na entrada da baía influenciando a hidrodinâmica local, pois se apresenta como obstáculo à livre circulação das correntes de maré, levando à uma canalização das correntes. Por outro lado, Amador (1992) estende a faixa de sedimentos arenosos desde a entrada da barra até a leste da Ilha do Governador, enquanto Quaresma et al. (2000) assinalam que estas areias ocorrem apenas até aproximadamente 3km ao sul da ponte Rio-Niterói. A hidrodinâmica mais intensa nesta área promove a remoção das frações muito finas e impede a sua deposição. Esta distribuição de sedimentos possivelmente está ligada ao selecionamento das frações sedimentares promovido pelas correntes de maré junto ao fundo. No alinhamento entre o Forte do Gragoatá/aeroporto Santos Dumont são encontradas as maiores velocidades das correntes de maré, com máximos de 156 cm/s na maré enchente, não permitindo então a deposição de sedimentos com granulometria fina (Quaresma et al. 2000). É importante ressaltar que o mapa gerado por Quaresma et al. (2000) leva em consideração a quantidade de carbonato de cálcio ($CaCO_3$) presente no sedimento, sendo produzido segundo classificação de Larssouner (1977).

O mapa aqui apresentado faz parte dos trabalhos realizados pela equipe do Laboratório de Geologia Marinha (LAGEMAR) da Universidade Federal Flu-

minense e publicados nos trabalhos de Catanzaro et al. (2004) e Baptista Neto et al. (2006). Segundo estes autores, a distribuição dos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara reflete a energia das correntes de marés próximas ao fundo, que é diretamente influenciado pela morfologia do fundo e contorno da costa da Baía de Guanabara. A composição granulométrica dos sedimentos varia de 0 a 21% de cascalho (Figura 3), 0 a quase 100% de areia (Figura 4), 0 à 92% de silte (Figura 5) e 0 à 85% de argila (Figura 6). Com base nos mapas granulométricos

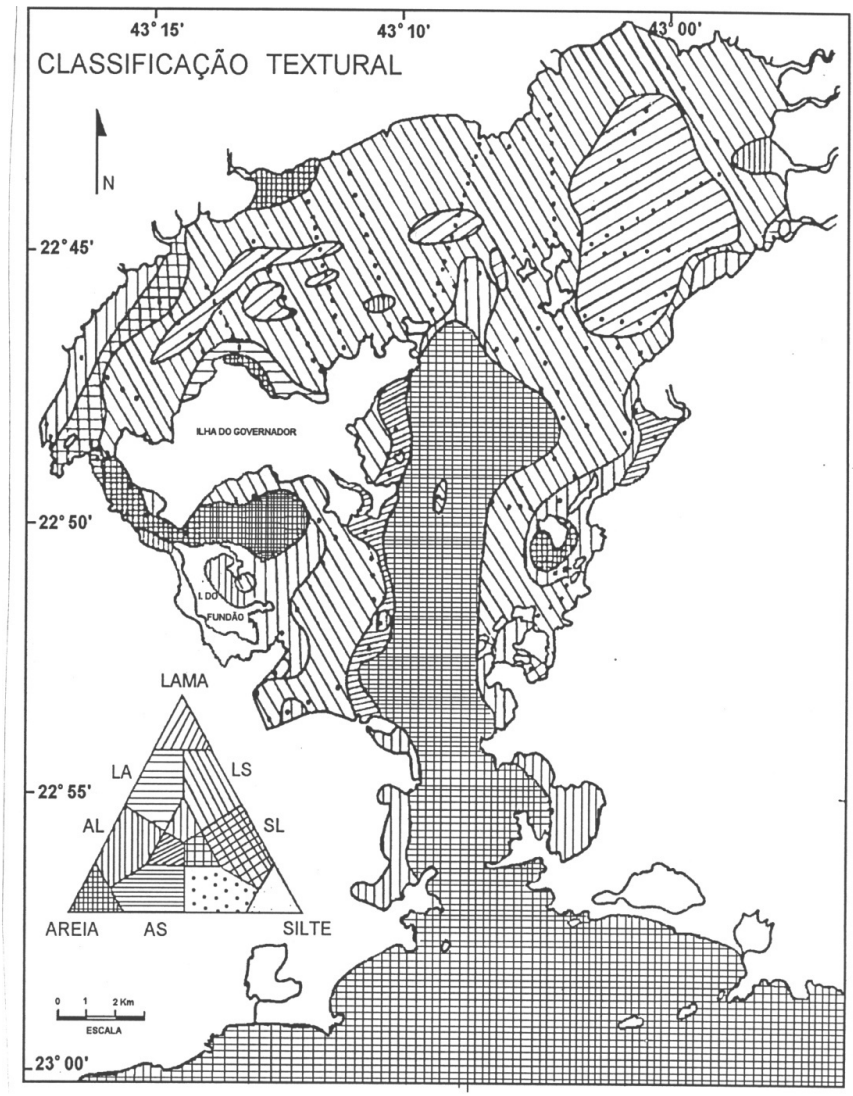


Figura 1 - Mapa de distribuição granulometria da Baía de Guanabara (Amador, 1997)

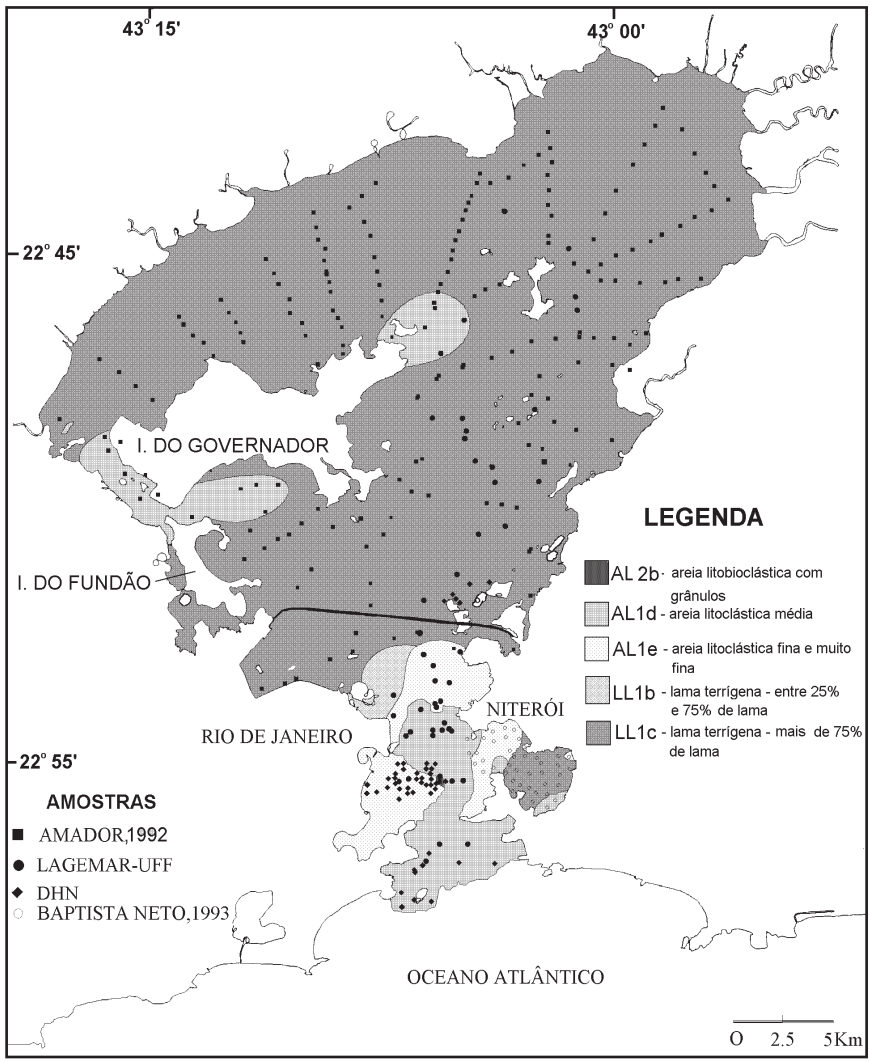


Figura 2 - Mapa de distribuição granulometria da Baía de Guanabara (Quaresma et al., 2000).

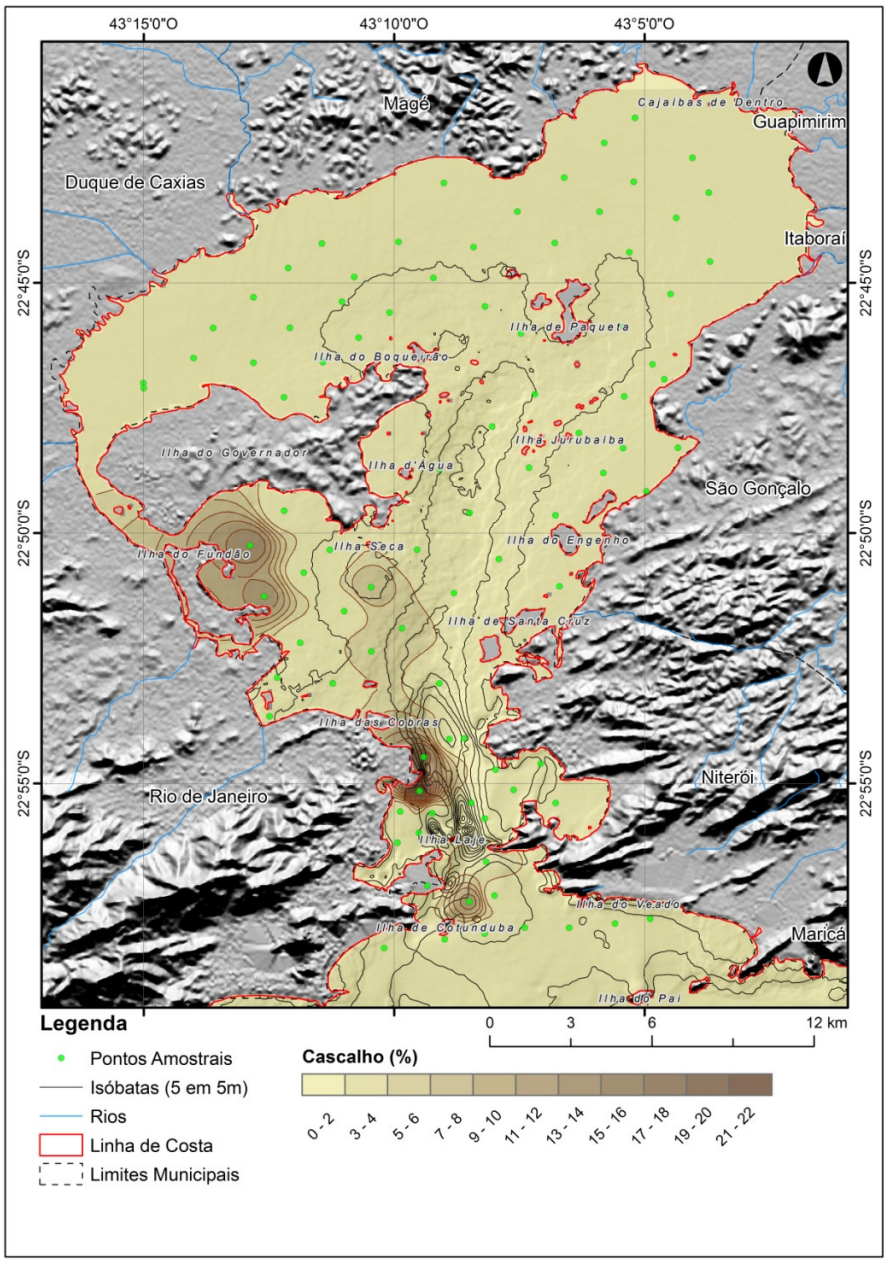


Figura 3 - A composição granulométrica dos cascalho nos sedimentos.

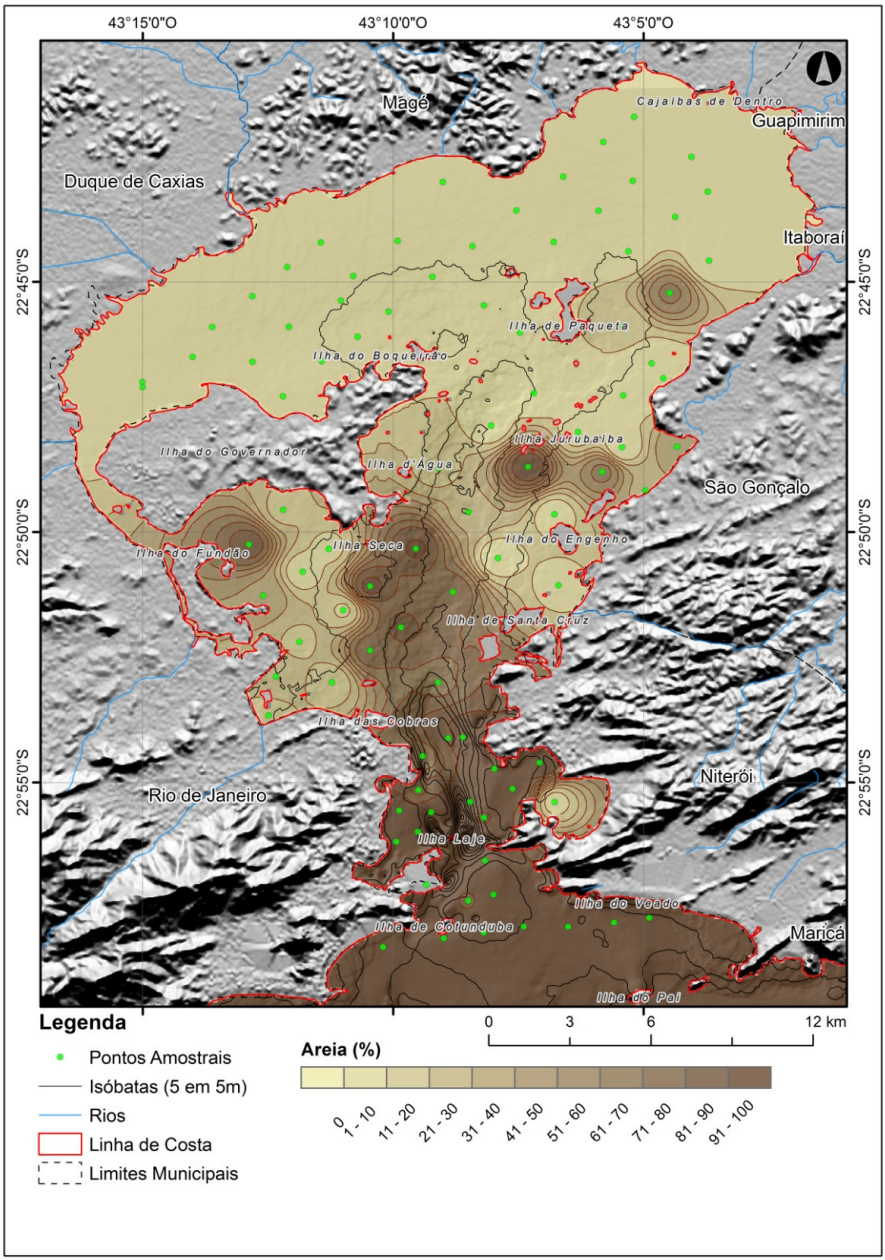


Figura 4 - A composição granulométrica das areias nos sedimentos

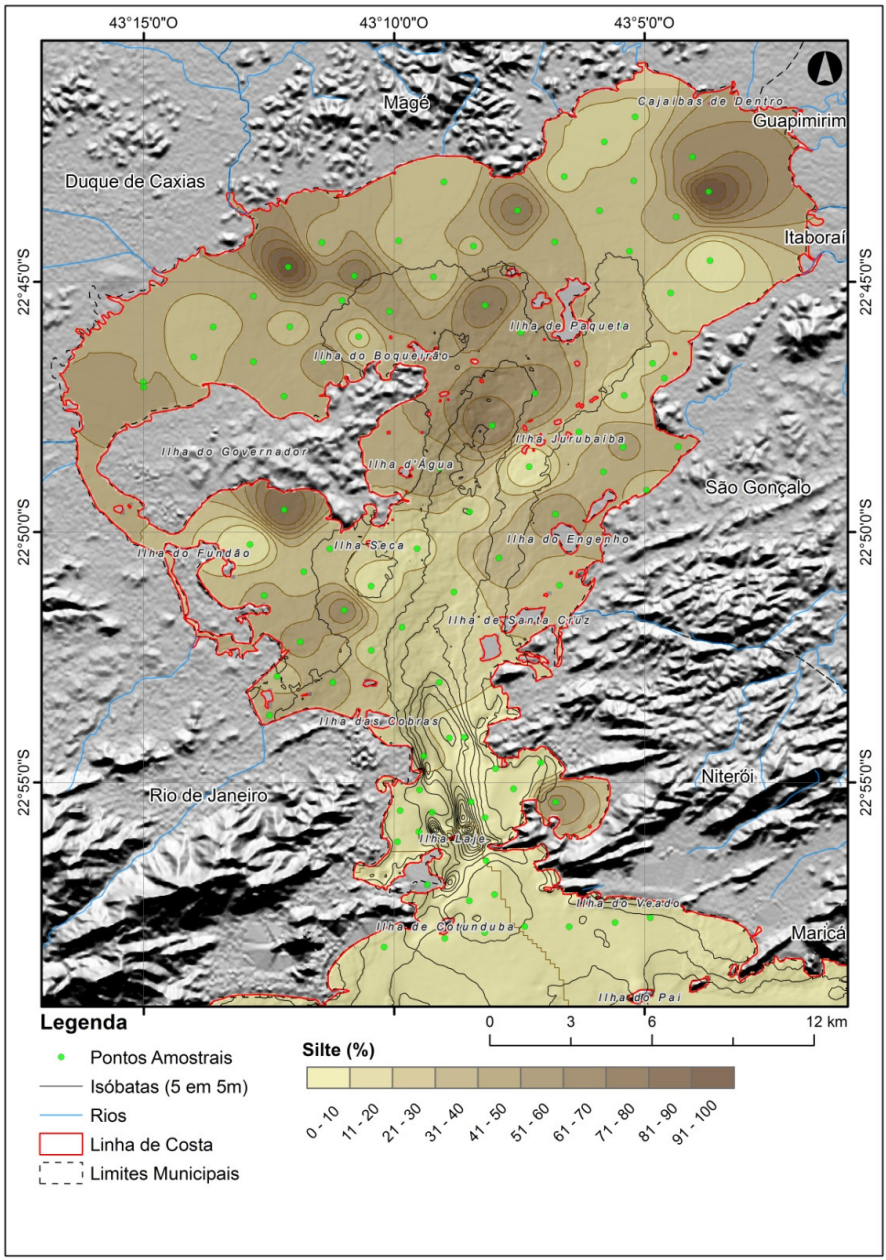


Figura 5 - A composição granulométrica do silte nos sedimentos

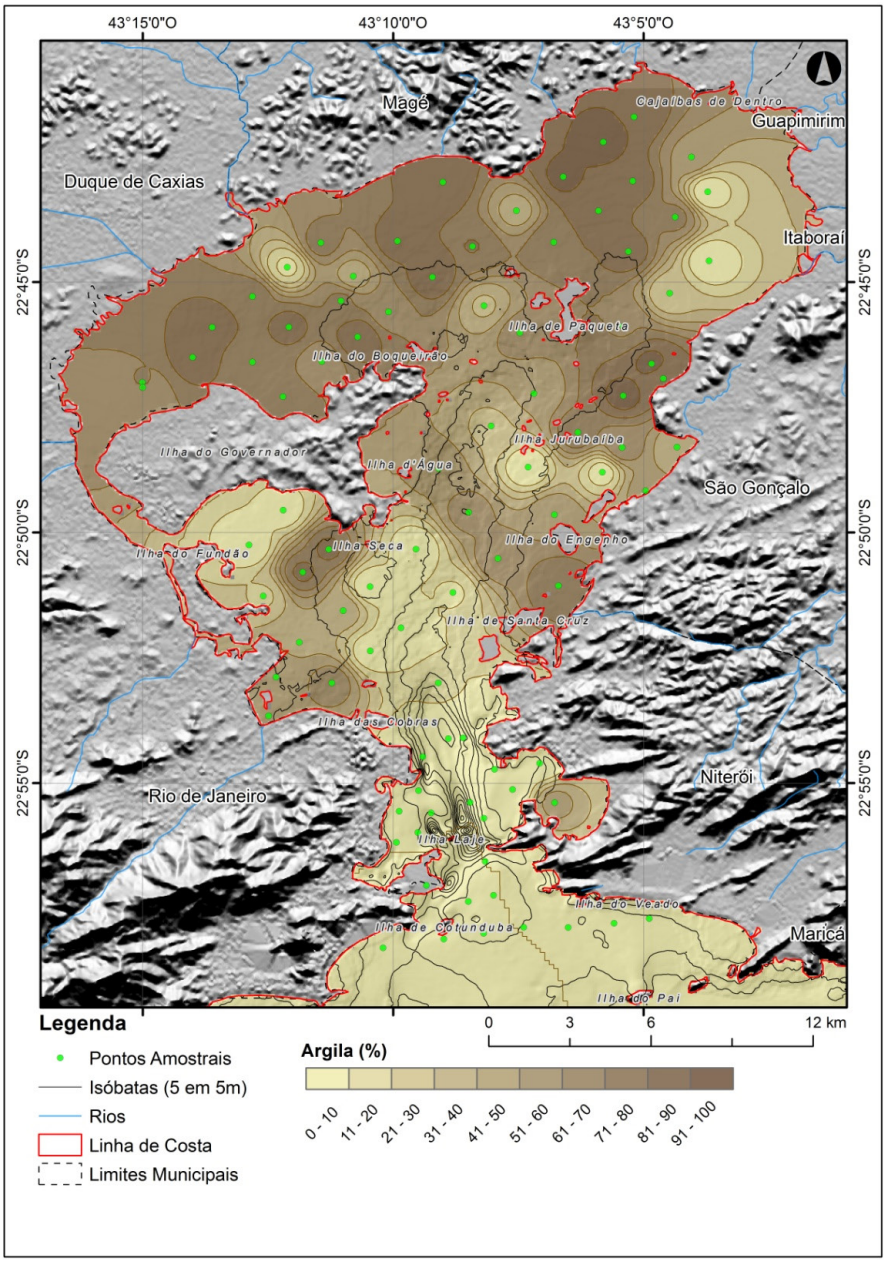


Figura 6 - A composição granulométrica das argilas nos sedimentos

gerados (diagrama de Shepard e diâmetro médio) (Figuras 7 e 8, respectivamente) pode-se definir uma área composta predominantemente por sedimento arenoso, apresentando desde areia média, pouco antes da boca da baía, à areia muito fina seguindo na direção do interior da mesma em sentido norte até aproximadamente 4 Km após a ponte Rio-Niterói. Este sedimento arenoso tende a apresentar areias pobremente selecionadas à moderadamente bem selecionadas. De acordo com o mapa batimétrico da baía, estas areias acompanham o canal central, onde circulam as correntes mais fortes.

Os sedimentos arenosos ocorrem a partir da entrada da baía e seguem o canal principal, que é a parte mais profunda da baía. Esta área está sujeita a intensa ação hidrodinâmica das ondas e correntes de maré, indicadas pela presença de ondas de areia. De acordo com Quaresma et al., (2000) e Kjerfve et al. (1997) estas ondas de areia ocorrem ao longo da margem oriental do canal central entre os isóbatas de 10 e 6 m entre o Morro do Morcego e o Gragoatá. Essas ondas de areia têm alturas de 0,5-2,5 m, comprimentos 18-98 m, e diminuem sua altura e comprimento em direção ao interior da baía, em resposta à diminuição da energia das marés. As ondas de areia têm declives mais íngremes voltados para a baía, indicando ondas progressivas e transporte de areia para o interior da Baía de Guanabara. Particularmente, na Baía de Guanabara, as ondas de areia resultam da associação da energia do oceano com as passagens de frentes frias meteorológicas e à dominância das marés das correntes de fundo. A partir do alinhamento de Forte do Gragoatá e aeroporto Santos Dumont, a baía experimenta uma ampliação no canal principal, o que reflete na redução da velocidade das correntes, possibilitando a deposição de sedimentos finos nos dois lados do canal, destacando a lama argilosa e silto-argilosa. De acordo com a figura 8, é possível notar uma zona de transição entre areia e lama, o que certamente evidencia os limites de atuação dos processos oceânicos e continentais. Os setores norte e central da baía também são caracterizados pela presença de sedimentos lamosos. A deposição da fração fina da lama ocorre como resultado da interação entre correntes, marés e salinidade. Na região mais interna da baía, depois da Ilha do Governador, observa-se a predominância sedimentos argilosos, sedimentação mais grossa que o lado nordeste da baía. Este fato provavelmente ocorre em função dos rios que drenam para a baía nesta área, e que são fortemente impactados pela atividade antrópica devido a maior densidade populacional nesta área. Por outro lado, nos sedimentos lamosos da parte nordeste da baía predomina a fração argila. Essa sedimentação pode ser explicada, como produto da combinação de uma hidrodinâmica mais baixa nessa

área, tal como a presença de vegetação de mangue, que age como uma armadilha de sedimentos, retendo fração mais fina do sedimento.

Os sedimentos da Baía de Guanabara mostram altos níveis de matéria orgânica (Figura 9). O valor mais elevado apresentou 7,05% ocorrendo no lado noroeste da baía. As concentrações mais baixas de matéria orgânica (inferior a 1%) ocorreram na entrada e na parte central da baía. De acordo com Fulfaro e Ponçano (1976), a matéria orgânica é um importante indicador da dinâmica de fundo. Tucker (1991) sugeriu que em muitos ambientes deposicionais, a matéria orgânica é decomposta e destruída na superfície do sedimento, mas, quando a taxa de matéria orgânica e a produtividade forem altas, o carbono orgânico pode ser preservado. As altas concentrações de matéria orgânica nos sedimentos do fundo na parte interna da Baía de Guanabara estão associadas a morfologia de fundo, o tamanho de partícula dos sedimentos, a circulação de água restrita nas áreas internas e principalmente relacionadas a alta produtividade primária, bem como grandes quantidades de esgoto não tratados e despejados diariamente na baía.

De acordo com Carreira et al. (2002), a baía está entre os ecossistemas marinhos mais produtivos, com uma média de produção primária líquida (NPP) de 0,17mol cm^{-2} dia^{-1} (Rebello et al., 1988). Segundo os mesmos autores, a alta produtividade primária é propiciada pela disponibilidade de intensa luz solar e elevada temperatura ao longo do ano e pela contribuição anual estimada de 3,2 $\times 10^{9}$ mol P e 6,2 $\times 10^{10}$ mol N (Wagener, 1995) derivados principalmente da descarga de esgoto não tratado. O conhecimento da distribuição de sedimentos finos pode fornecer uma visão importante sobre a compreensão do destino dos poluentes ligados aos sedimentos descarregados no ambiente marinho. Consequentemente, existe um interesse crescente por parte de órgãos reguladores e ambientais de despoluir contaminantes ligados as partículas. Os estuários representam, portanto, um ambiente de troca restrita.

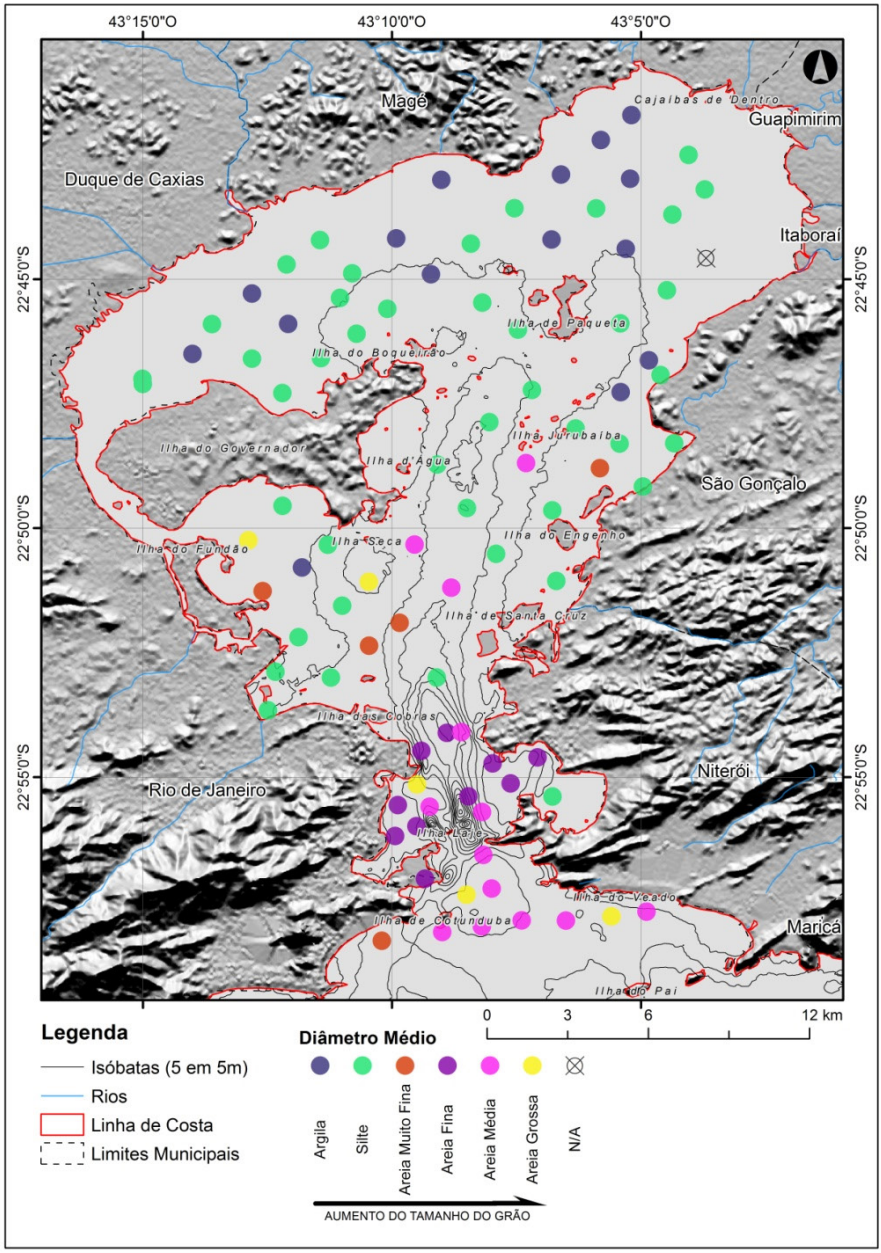


Figura 7 - Diâmetro médio das amostras de fundo da Baía de Guanabara.

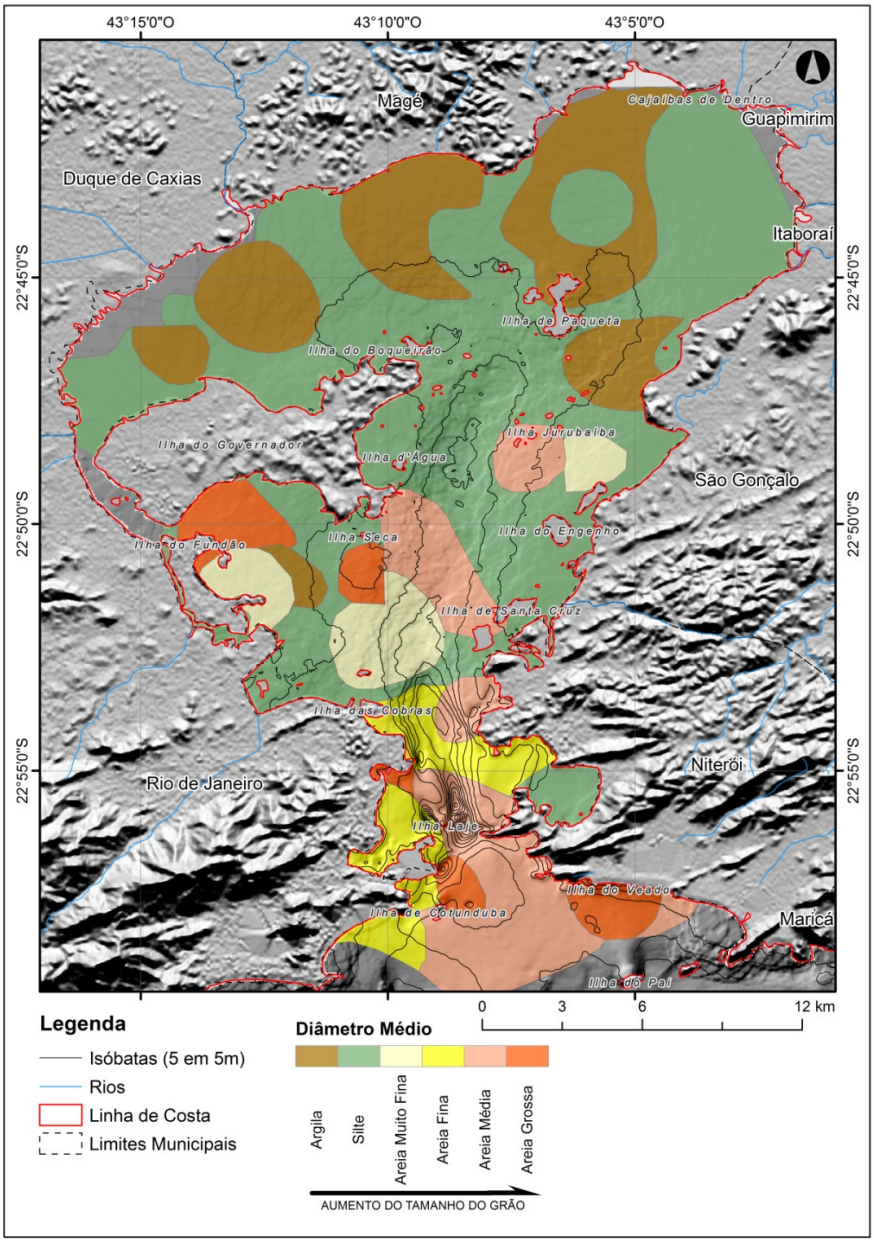


Figura 8 - Distribuição do Diâmetro médio das amostras de fundo da Baía de Guanabara.

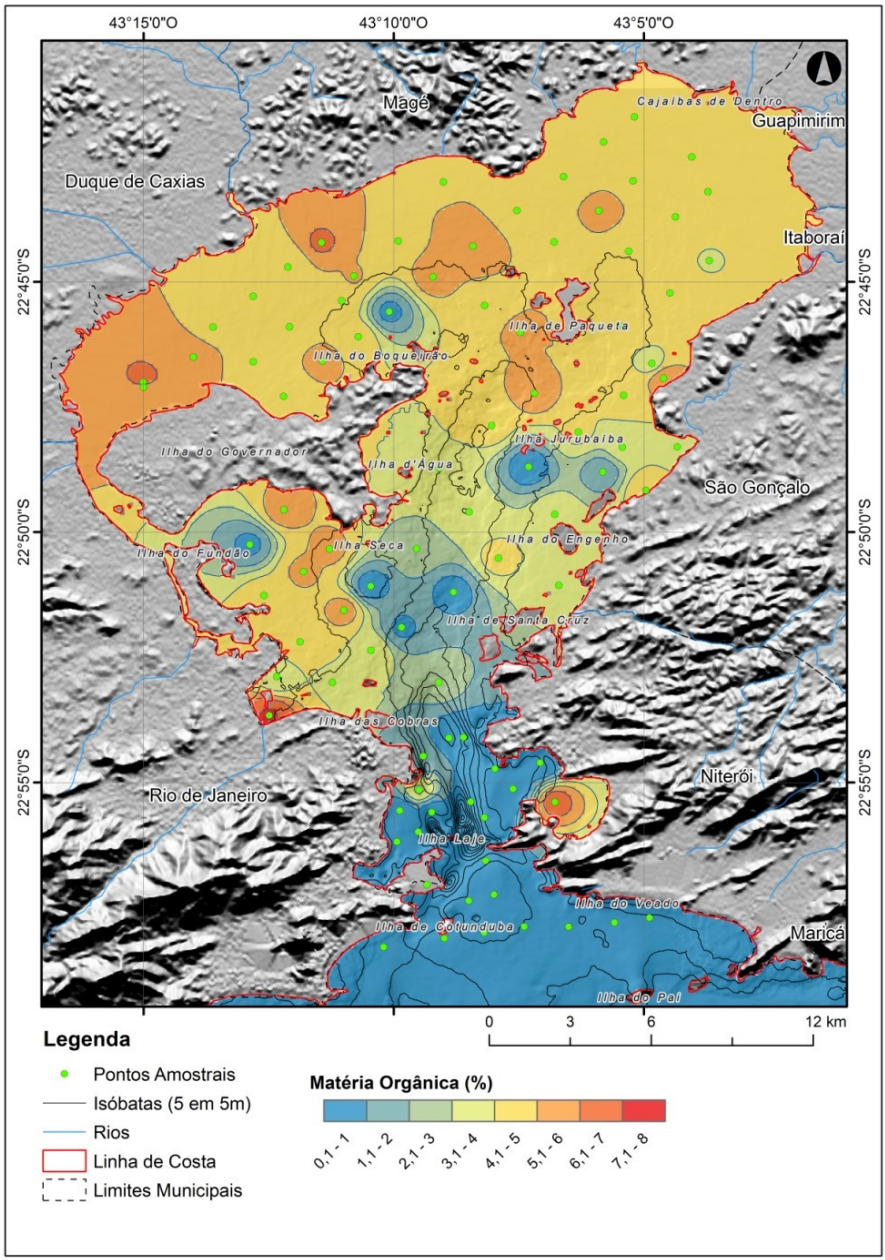


Figura 9 - Distribuição de Matéria Orgânica nos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara.

REFERÊNCIAS

AMADOR ES. 1980. Assoreamento da Baía de Guanabara – taxasdesedimentação. Na Anais da Academia Brasileira de Ciências. 52(4): 723– 742.

AMADOR, E.S. 1992. Sedimentos de fundo da Baia de Guanabara - Uma síntese. Anais do III Congresso Associação Brasileira de Estudo do Quaternário.

AMADOR, E.S. 1997. Baia de Guanabara e ecossistemasperiféricos— Homem e Natureza. Rio de Janeiro, Reproarte Gráfica e Editora, 529 p.

AMADOR ES AND PONZI VRA. 1974. Estratigrafia e sedimentação dos depósitos flúvio-marinhos da orla da Baía de Guanabara. AnAcadBrasCienc 46: 3-4.

BAPTISTA NETO, J. A.; SILVA, M. A. M. , 1996. Caracterização dos sedimentos de fundo e dinâmica sedimentar da Enseada de Jurujuba (Baía de Guanabara) - Niterói/RJ. Revista Pesquisas, v. 23, n.1/2, p. 7-16.

BAPTISTA NETO, J.; GINGELE, F.; LEIPE, T.; BREHME, I. 2006. Spatial Distribution of Heavy Metals in Surficial Sediments from Guanabara Bay. EnvironGeol 49:1051-1063,

BAPTISTA NETO, J. A.; BARRETO, C. F.; VILELA, C. G. ; DA FONSECA, E. M.; MELO, G. V.; BARTH, O. M. 2017. Environmental change in Guanabara Bay, SE Brazil, based in microfaunal, pollen and geochemical proxies in sedimentary cores. OCEAN & COASTAL MANAGEMENT, v. 143, p. 4-15.

CARREIRA RS, WAGENER ALR, READMAN JW, FILEMAN TW, MACKO AS & VEIGA A. 2002. Change in the sedimentar organic carbono pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. Marine Chemistry,79: 207–227.

CATANZARO, L. F. ; BAPTISTA NETO, J. A. ; GUIMARAES, M. S. D. ; SILVA, C. G. 2004. Distinctive sedimentary processes in Guanabara Bay - SE/Brazil, based on the analysis of echo-character (7.0 kHz). Revista Brasileira de Geofísica, Rio de Janeiro, v. 22, n.1, p. 69-83.

COOPER, J.A.G. 1993. Sedimentation in the cliff-bound, microtidal Mtamvuna Estuary, South Africa. Marine Geology, 112: 237-256.

FIGUEIREDO JR, A. G.; FALEIRO, J. C. M.; MARTIN, L. R. 1989. Saco de São Francisco, Baia de Guanabara: estudo da evolução sedimentar recente. In: 1 SIMPOSIO DE GEOLOGIA DO SUDESTE, 1989, Rio de janeiro. RIO DE JANEIRO, RJ.

FULFARO, V.J. &PONÇANO, W.L.1976. Sedimentação atual do Estuário e Baía de Santos. Um modelo Geológico aplicado a projetos de expanção da Zona Portuária. Anais 1° Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia. 2: 67.

GODOY, J. M.; MOREIRA, I. ; WANDERLEY, C.; MENDES, L. B. ; BRAGANÇA,

M. J. 1998. A Study of Guanabara Bay Sedimentation Rates. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 227, n.1-2, p. 157-160.

GODOY, J. M.; Oliveira, A.V. ; Almeida, A.C. ; GODOY, M. L.D.P.; MOREIRA, I.; WAGENER, A. R. ; Figueiredo Junior, A.G.2012. Guanabara bay sedimentation rates based on 210Pb dating: reviewing the existing data and adding new data. Journal of the Brazilian Chemical Society, v. 23, p. 1265-1273.

KJERFVE, B., RIBEIRO, C.H.A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A.M. & QUARESMA, V.S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Continental Shelf Research. 17,(13):1609-1643.

LAYBAUER, L. & BIONDE, E.D. 2001. Caracterização textural dos sedimentos de fundo do Lago Guaíba (sul do Brasil) e sua importância em diagnósticos ambientais. Pesquisa em Geociências, 28(1):13-26.

LARSONNEUR, C. 1977. La cartographiede'sdépotsmeublessurleplateau continental français: méthodemisedu points et utilisée em Manche. Journal Redi oceanog, 2:34-39.

MOSKALSKI, S. & TORRES, R. 2012. Influences of tides, weather, and discharge on suspended sediment concentration. Continental Shelf Research 37: 36–45

PAGLIOSA, P.R., FONSECA, A., BARBOSA, F.A.R. 2006. Evidence of systemic changes in trace metal concentrations in subtropical estuarine sediments as a result of urbanization. J Coast Res 39:1078–1083

QUARESMA, V.S.; DIAS, G.T.M.; BAPTISTA NETO, J.A. 2000. Caracterização da ocorrência de padrões de sonar de varredura lateral e sísmica de alta frequência (3,5 e 7,0 kHz) na porção sul da Baía de Guanabara - RJ. Revista Brasileira de Geofísica, Rio de Janeiro, v. 18, n.2, p. 201-214.

REBELLO, A. L.; PONCIANO, L. H.; FIGUEREDO, L. H. M. 1988. Avaliação da produtividade primaria e da disponibilidade de nutrientes na Baia de Guanabara. Anais da Academia Brasileira de Ciências , v. 60, n.4, p. 419-430.

SHEYKHI, V., MOORE, F. 2013. Evaluation of potentially toxic metals pollution in the sediments of the Kor river, southwest Iran. EnvironMonitAssess 185, 3219–3232.

SILVA, M. A. M.; VIVIERS, M. C.1998. Mudanças Ambientais na Enseada de Jurujuba (Baía de Guanabara) no Quaternário. Anais da Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, v. 70, n.3, p. 555-561.

SOARES-GOMES, A.; DA GAMA, B.A.P.; BAPTISTA NETO, J.A.; FREIRE, D.G.; CORDEIRO, R.C.; MACHADO, W.; BERNARDES, M.C.; COUTINHO, R.; THOMPSON, F.L.; PEREIRA, R.C. 2016. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Regional Studies in Marine Science, v. 8, p. 319-330.

SUGUIO, K.; MARTIN, L.; BITTENCOURT, A.C.S.P.; DOMINGUEZ, J.M. L.; FLEXOR, J.M.; AZEVEDO, A. E. G. 1985. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. Revista Brasileira de Geociências, São Paulo, SP, v. 15, p. 273-286.

TUCKER, M. E. 1991. Sedimentary Petrology. An Introduction to the Origin of Sedimentary Rocks, 2nd ed. 260 pp. Blackwell Scientific.

VILELA, C. G.; Macedo, M.C. ; BAPTISTANETO, J. A. 2017. Foraminiferal assemblage and bioindicators for evaluation of the anthropogenic impact in the Guanabara bay, Rio de Janeiro, SE Brazil. Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ, v. 40, p. 386-397,

WAGENER, A. L. R.. 1995. Burialoforganiccarbon in estuarine zones - estimates for Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Química Nova (Impresso), São Paulo, v. 18, n.6, p. 534-535.

AS PRAIAS DA BAÍA DE GUANABARA

André Luiz Carvalho da Silva
Maria Augusta Martins da Silva

1. INTRODUÇÃO

Este capítulo se destina a apresentar algumas das praias mais importantes da Baía de Guanabara (Figura 1), sob o ponto de vista geomorfológico e sedimentar. As características de uma praia são reflexos da dinâmica de ondas, por sua vez resultantes das mudanças sazonais, e em uma determinada fase de nível

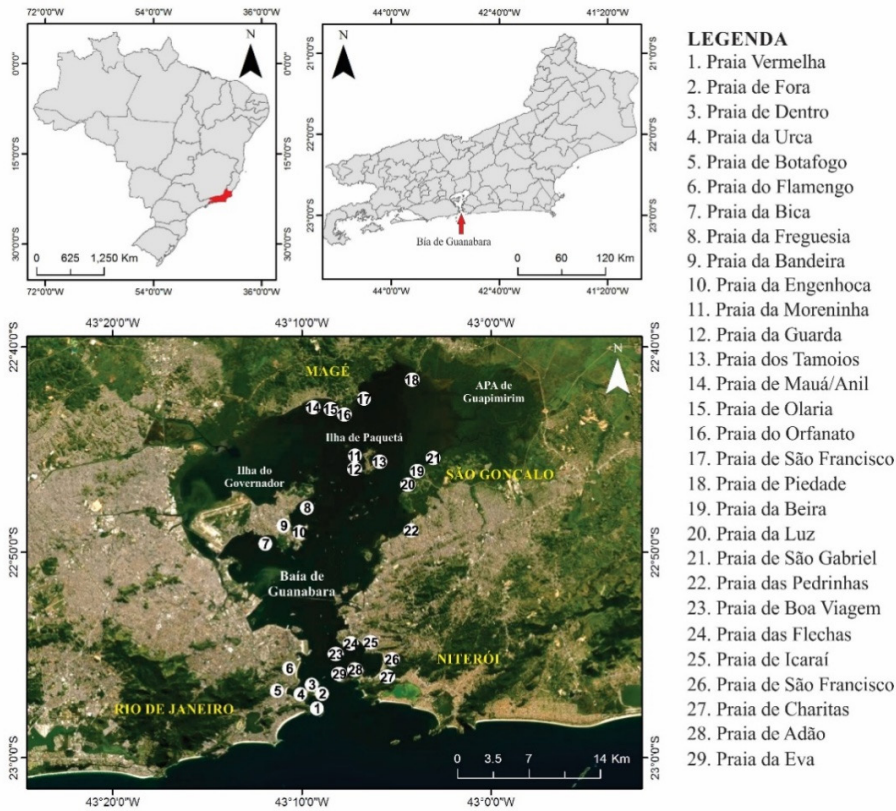


Figura 1 – Principais praias da Baía de Guanabara, no Estado do Rio de Janeiro. Imagem Google Earth, 2015.

do mar. Conhecer a dinâmica de uma determinada praia e como ela se comporta face aos eventos de ressacas, requer uma série de levantamentos de dados por um período de tempo significativo (anos), para que se possa caracterizar o comportamento desse ambiente como estável, instável ou vulnerável. As praias da Baía de Guanabara estão em ambiente de baixa energia das ondas e abrigadas dos eventos de tempestade, porém não são imunes aos mesmos. As praias mais próximas da entrada da baía ou posicionadas em frente à entrada das ondas de ressaca se apresentam inâmicas e até susceptíveis a energia das ondas. As demais, situadas no fundo da baía, são de baixíssima dinâmica.

2. O QUE SÃO PRAIAS E COMO ELAS SE COMPORTAM

A praia é considerada um depósito sedimentar formado por sedimentos inconsolidados ao longo de uma costa sujeito à ação das ondas. Considera-se como limite interno (ou continental) de uma praia o alcance máximo das ondas de tempestades, enquanto que o limite externo (ou marinho) é definido pela zona mais externa da arrebentação das ondas, determinada durante a maré baixa (FRIEDMAN e SANDERS, 1978). Uma praia vista em perfil pode ser dividida em uma parte superior relativamente ampla, plana e horizontal (denominada pós-praia ou supramaré), situada acima do nível médio das marés; e uma parte inferior geralmente apresentando declividade para o mar (frente de praia ou intermaré), sujeita a ação constante do espraiamento das ondas; a zona de submaré (ou face de praia) é o local onde ocorre a arrebentação das ondas e pode conter uma zona de surfe, além de barras e canais submersos, eventualmente observados nesse subambiente (Figura 2). Durante a fase de reconstrução do perfil praial, após os eventos de tempestade, é comum a formação de bermas (Figura 2), que podem variar em quantidade (DAVIS e FITZGERALD, 2004; BIRD, 2008).

As ondas, correntes e marés são os fatores primários causadores das modificações no ambiente de praia, levando em conta também a importância dos ventos e a longo prazo as oscilações no nível do mar (DAVIS, 1985; LAING, 1998). A interação desses processos com os materiais que compõem a praia é responsável pela dinâmica deste ambiente. De modo geral, as variações morfológicas que ocorrem nos perfis de praia resultam das mudanças sazonais na energia das ondas incidentes. Dessa forma, a praia tende a um alargamento e/ou acréscimo mais marcante no verão, devido à baixa energia das ondas, que depositam sedimentos na parte emersa

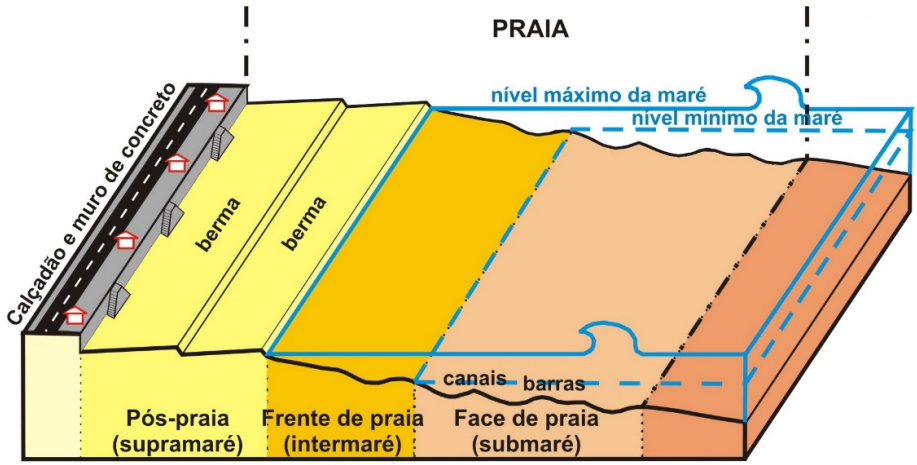


Figura 2 - Esquema contendo as subdivisões do ambiente de praia. Fonte: Modificado de FRIEDMAN e SANDERS (1978).

da praia formando um perfil mais longo, típico dessa estação. Um aumento na ocorrência de ressacas tende a causar um estreitamento, mais comum no inverno, devido ao aumento na energia das ondas de tempestade. Essas ondas retiram sedimentos da parte emersa e os depositam na parte submersa da praia (FRIEDMAN e SANDERS, 1978; DAVIS, 1985; CARTER, 1988; DAVIS e FITZGERALD, 2004; BIRD, 2008).

3. RESSACAS DENTRO DA BAÍA DE GUANABARA

As ressacas, tão comuns em litorais expostos à dinâmica oceânica e de mar aberto, também ocorrem dentro de uma baía. Grandes ondas de tempestades podem atingir áreas localizadas no interior de uma baía, principalmente àquelas voltadas para a entrada e de frente para o oceano. Na Baía de Guanabara o mar é calmo na maior parte do ano, com ondas de altura centimétrica sob condições normais; a altura média das ondas varia entre 30 centímetros a 1 metro, com períodos de 2 a 14 segundos (com base em medições realizadas nas praias de Niterói por SILVA et al., 1999; SANTOS, 2001). Porém, durante as ressacas as ondas podem chegar a 1,5 metro ou, mais raramente, alcançam alturas maiores.

As ressacas mais fortes causam preocupações, pois naturalmente promovem remoção de areias das praias (que num sistema em equilíbrio, retornam para a praia). No caso de praias em regiões densamente urbanizadas e modificadas, as areias podem ser lançadas nos calçadões e avenidas causando danos, como rompimento de tubulações enterradas, destruição das calçadas e de outros bens

públicos. Durante a limpeza das ruas e calçadas nem sempre as areias são devolvidas ao ambiente, o que pode causar a longo prazo uma diminuição do estoque de sedimentos e criar uma tendência a erosão nas praias. As ressacas ocorrem com maior frequência e intensidade entre os meses de março e agosto nesta parte do litoral, conforme registro histórico de cerca de 107 anos (SANTOS, 2001; SANTOS et al., 2004). Em algumas ocasiões, as ressacas que atingem a Baía de Guanabara promovem um belo espetáculo de ondas altas e sucessivas, próprias para a prática do surfe. Uma dessas ressacas foi registrada pela equipe da Revista Surfar (maio/junho de 2010) em 08 de abril de 2010, quando a baía foi atingida por *swells* de sudeste com períodos de 12 e 13 segundos e que ao entrar na baía ocasionaram ondas de 5,5 a 5,8 metros de altura (Figura 3). Nessa ocasião, como em outras observadas ao longo de décadas de estudo, algumas estruturas urbanas, como tubulações e calçadões, foram danificadas (Figura 4).

Figura 3 –Ondas de tempestades dentro da Baía de Guanabara, com altura superior a 5 metros em abril de 2010(A, B) e em junho de 2006 (C). Fotos: (A, B) Piu, M. (2010), retirada do site da Revista Surfar (http://www.revistasurfar.com.br/portal/online/online13.pdf); (C) Silva, A. L. C. (2006).

Figura 4 – Destruição do calçadão e inundação na orla da praia das Flechas (A, B) e em Boa Viagem (C), em Niterói. Fotos: (A) Ferreira, C. (2011), retirada do site VC NO G1 (http://g1.globo.com/rio-de-janeiro/noticia/2011/05/ressaca-provoca-estragos-na-orla-de-niteroi.html); (B, C) Silva, A. L. C. (2011 e 2010, respectivamente).

A maré nessa região é do tipo micromaré, semidiurna, com amplitudes de até 1,4 metro (DHN). A maré meteorológica pode gerar uma elevação de até 35 cm no nível do mar em Niterói (FILIPPO, 1997 apud FILIPPO e FIGUEIREDO, 2012). As velocidades das correntes são mais intensas no lado direito (leste) da entrada da baía. Na região do Gragoatá, as velocidades na superfície alcançam 1,56 m/s durante a enchente e 1,37 m/s na vazante, enquanto que no fundo da coluna d'água a velocidade na enchente é de 1,05 m/s e na vazante apenas 0,53 m/s (JICCA, 1999 apud FILIPPO e FIGUEIREDO, 2012). Os ventos mais frequentes são o de norte e o de sul; este último é predominante e ocorre quando da chegada de frentes frias, com velocidades superiores a 10 m/s (FILIPPO e FIGUEIREDO, 2012).

4. PRAIAS DA BAÍA DE GUANABARA

As praias da Baía de Guanabara resultam de um conjunto de variáveis que envolvem a influência distinta dos processos costeiros, com destaque para a ação das ondas, que são mais eficazes nas áreas próximas a entrada da baía; e continentais, em função da proximidade de algumas praias com a desembocadura de rios e afloramentos rochosos, em associação com o nível do mar e clima atual. A localização das praias dentro da baía determina a dinâmica da sua morfologia e, em vários casos, a característica dos seus materiais. As mudanças introduzidas pelo homem na paisagem costeira, principalmente a partir do século XX, em função do crescimento das cidades e das atividades a ela relacionadas (industriais, turísticas, etc.), são também responsáveis pelas características e estado de conservação da maioria das praias da Baía de Guanabara e pelo desaparecimento de um número expressivo destas.

As principais praias da Baía de Guanabara estão localizadas na figura 1. Alguns dados de perfis topográficos serão apresentados de forma sucinta e a partir de alguns exemplos de praias mais dinâmicas, como é o caso de Flamengo (Rio de Janeiro) e Icaraí (Niterói), localizadas na entrada da Baía de Guanabara; assim como, em relação a algumas das praias de mais baixa energia, como a da Bica (na Ilha do Governador, no Rio de Janeiro), Mauá (Magé) e da Luz (São Gonçalo) (Figura 1).

4.1. PRAIAS MAIS DINÂMICAS DA BAÍA DE GUANABARA

As praias da cidade do Rio de Janeiro estão localizadas na borda oeste da Baía de Guanabara e nas Ilhas do Governador e de Paquetá (Figuras 1 e 5). Essas praias apresentam diferentes níveis de exposição a dinâmica de ondas e correntes (Figura 5). Na entrada da Baía de Guanabara as praias Vermelha, De Fora, De Dentro e Urca (Figuras 1 e 5) se apresentam confinadas em meio a promontórios rochosos que compõem o complexo cristalino dos morros da Urca, do Pão de Açúcar, Cara de Cão e Babilônia (SILVA et al., 2016). Essas praias são do tipo *pocket beaches*, ou praias de bolso, como já reconhecido por Amador (1997), ou podemos chamá-las de praias confinadas. Caracterizam-se, essencialmente, por um baixo transporte de sedimentos entre a praia e as áreas adjacentes e são orientadas perpendicularmente à direção de aproximação das ondas (NORDSTROM, 1989).

Na Enseada de Botafogo, as praias de Botafogo, Urca e de Dentro, estão entre as mais antropizadas da cidade do Rio de Janeiro. A praia do Flamengo situa-se mais ao norte da enseada ficando fora da mesma (Figura 1). Com 1.660 metros

de extensão, essa praia é a maior na borda ocidental da Baía de Guanabara (Figura 6A, B). Também é a mais dinâmica entre as praias abrigadas na borda oeste da baía (Figura 5) e apresenta um histórico de problemas relacionados a ocorrência de ressacas, quando grandes ondas de tempestades causam danos às construções nesta orla. Entre as mais antigas documentadas estão as de 24 de abril de 1906 (Exposição O Mar de Malta) e a de 9 de março de 1913 (SANTOS et al., 2004), que causaram a destruição de boa parte da orla da cidade do Rio de Janeiro, afetando com maior intensidade a praia do Flamengo. Diversos eventos marcados pela ocorrência de fortes ressacas se sucederam nas décadas seguintes, causando uma série de problemas na orla da praia do Flamengo, e de outras praias da baía, como em Niterói, segundo levantamento do histórico de ressacas na região (SANTOS et al., 2004). Esses problemas nas praias da Baía de Guanabara continuam a ocorrer, como observado em abril de 2021, quando ondas entre 5 e 6 metros de altura produziram um espetáculo nas águas da baía atraindo surfista de todo o Brasil.

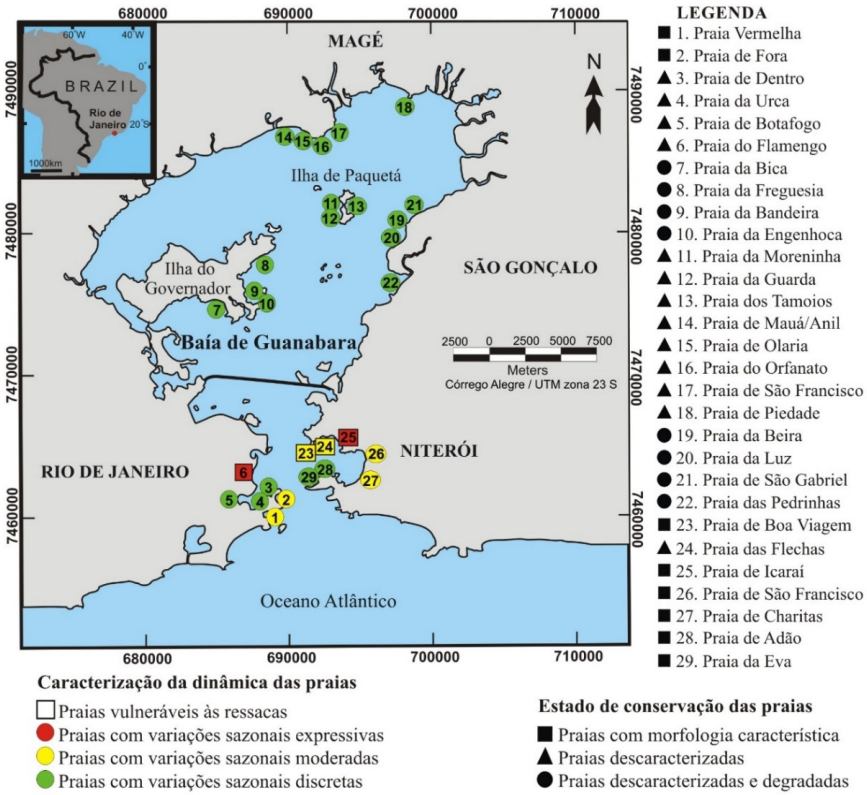


Figura 5 – Caracterização da dinâmica e estado de conservação das principais praias da Baía de Guanabara (SILVA et al., 2016).

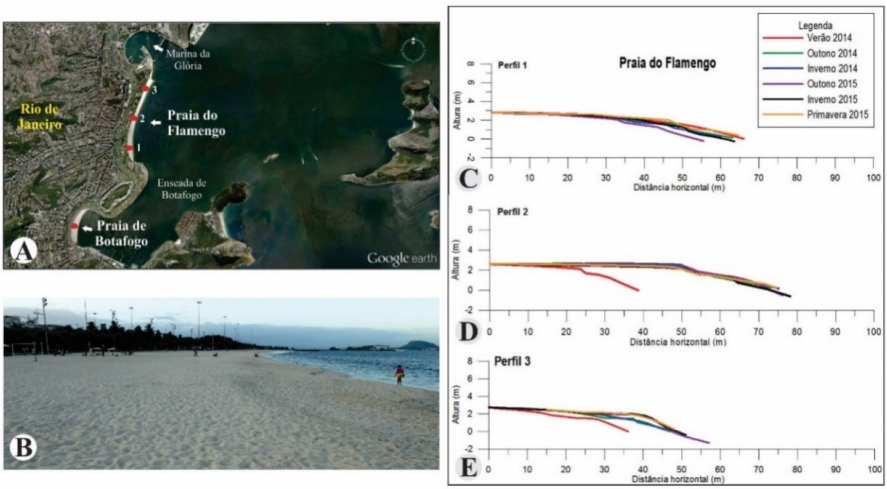


Figura 6 – Enseada de Botafogo (A), com a praia do Flamengo (B), na entrada da Baía de Guanabara. Perfis topográficos de praia (C, D, E), conforme Cunha et al. (2016). Imagem Google Earth de 2015 (A); Foto da praia do Flamengo, Silva, A. (2014).

A praia do Flamengo foi parcialmente construída por meio de aterros sobre o mar na década de 1960, o que proporcionou a diminuição do espelho d'água da Baía de Guanabara e o desaparecimento de diversos ecossistemas marinhos (SERRA et al., 2012). É importante destacar que a praia do Flamengo, assim como, a de Botafogo (Figura 5), já existiam antes dos aterros, mas eram menores em comprimento e largura. Após sucessivos aterros, essas praias foram ampliadas e alcançaram a configuração atual (GERSON, s/d apud CAMINHA, 2013).

A praia do Flamengo (Figura 6A, B) conta com uma boa infraestrutura de lazer: áreas para caminhada, deck, quiosques, postos de salvamento, jardins, etc. Apesar disso, essa praia, como a maioria das praias da Baía de Guanabara, apresenta problemas devido à presença de esgoto, acúmulo de lixo e falta de segurança. Monitoramentos do perfil da praia do Flamengo (entre os anos de 2014 e 2015) mostram um comportamento distinto ao longo do arco praial, com variações na morfologia e na largura (Figura 6C, D, E), em resposta a dinâmica de ondas na entrada da baía (CUNHA et al., 2016). A praia do Flamengo apresenta um perfil típico (Figura 6B), com berma no pós-praia e uma frente de praia proeminente com 13-20° de inclinação, delimitada por uma crista de berma. A largura da praia diminui para norte, que oscilou entre 36 e 57 metros, em comparação com os 56-66 metros observados no extremo sul do arco praial (CUNHA et al., 2016). As maiores diferenças na largura e na morfologia foram registradas no meio do arco praial, que se mostrou mais dinâmico e vulnerável às ressacas em relação as demais áreas (Figura 6C, D, E).

As praias de Niterói estão localizadas no lado leste da Baía de Guanabara (Figuras 1 e 5). Elas podem ser agrupadas em dois setores distintos dentro da Enseada de Jurujuba, de acordo com o nível de energia das ondas (SILVA et al., 1999): (1) a praia de Boa Viagem, Flechas e Icaraí se situam no setor da Enseada de Jurujuba mais exposto as ondas que entram na Baía de Guanabara. (2) As praias de São Francisco e Charitas localizam-se em setor mais protegido da ação das ondas. Nesta área, a altura média das ondas é de cerca de 30 centímetros. As praias de Adão e Eva estão fora da Enseada de Jurujuba, localizadas junto a entrada da baía, em reentrâncias entre afloramentos rochosos, sendo praias do tipo *pocket beaches.*

Embora as praias de Niterói se situem em ambiente de baixa energia, típica de enseada, elas são, como já mencionado, afetadas por fortes ressacas. Isto acontece devido a convergência das ondas para esses locais, e assim o aumento da energia promove o estreitamento da faixa emersa da praia e a movimentação das frações mais finas. Em decorrência disso, nesses locais, e em especial nas praias de Icaraí e das Flechas, as tubulações de águas pluviais, os calçadões, muradas e outras construções, podem sofrer danos pelas ondas de ressacas (Figura 4). Qualquer intervenção antrópica nesses ambientes deve levar em consideração a dinâmica litorânea antes de ser executada. Além disso, a limpeza da cidade após esses eventos de tempestade deveria devolver às praias as areias lançadas sobre os calçadões e avenidas, algo muito comum em São Francisco e Charitas, afim de evitar posteriormente o desequilíbrio no estoque de sedimentos disponíveis para a circulação litorânea, o que pode gerar tendências de erosão, em especial num cenário possível de subida do nível do mar (SILVA et al., 2016).

A praia de Icaraí (Figura 7A, B) é a mais dinâmica de todas as praias de Niterói, na Baía de Guanabara (Figura 5). Ela foi monitorada por um período superior a 10 anos (RESENDE e SILVA, 1991; SILVA et al., 1999; SANTOS, 2001; SANTOS et al., 2004; SILVA et al., 2016), portanto o maior número de dados permite também um melhor entendimento do seu comportamento frente aos eventos da natureza. Apesar de ser uma praia de baixa energia de ondas, o arco praial de Icaraí apresenta uma dinâmica sazonal marcante. No verão, essa praia é geralmente mais alta e larga, podendo apresentar bermas; com a maior ocorrência de ressacas, principalmente no inverno, dá-se a remoção de areias, com destaque para a frente de praia onde escarpas de 1,5 metro de altura podem se formar (Figura 7B), tornando o perfil mais íngreme e as areias mais grossas pela retirada das frações mais finas. Com 1.430 metros de extensão, a praia de Icaraí apresenta perfis morfológicos distintos ao longo do arco praial (Figura 7C, D): na parte noroeste os perfis são mais variáveis, tanto na largura da faixa de areia quanto na sua morfolo-

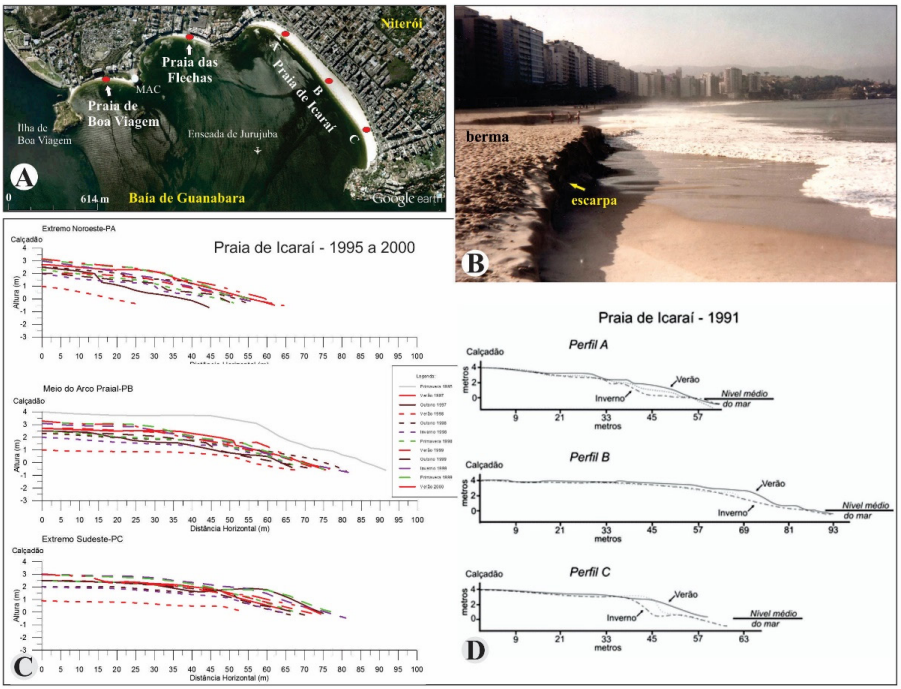


Figura 7 – Enseada de Jurujuba (A), com a praia de Icaraí (B) na entrada da Baía de Guanabara. Perfis topográficos de praia (C, D). Os perfis da praia de Icaraí foram obtidos desde o final da década de 1980 por Silva et al. (1991) e nas décadas seguintes por Santos (2001) e Santos et al. (2004). Imagem Google Earth, 2015 (A); foto: Silva, MAM da (2004).

gia, e é nessa parte da praia que ela se apresenta mais estreita, variando entre 25,2 e 64,5 metros (SILVA et al., 1999; SANTOS et al., 2004; SILVA et al., 2016). A faixa de areia da praia se alarga para sudeste, onde pode chegar a 90 m de largura. A maior variação morfológica para noroeste (perfil A) aponta para a maior energia das ondas neste trecho (Figura 7C, D). Ocasionalmente, por conta de ressacas mais intensas, ou a combinação destas com a maré alta de sizígia, as ondas alcançam toda a largura da faixa de areia emersa, transportando essas areias para o calçadão e/ou para a porção submarina da praia (SILVA et al., 1999). O histórico de ocorrência de ressacas em Niterói mostra que o extremo noroeste tem sido o mais vulnerável a ação desses eventos de alta energia. O constante alargamento da faixa de areia para sudeste sugere o predomínio de correntes de deriva litorânea nesse sentido (SILVA et al., 1999; SANTOS et al., 2004). Nesta praia, bermas são comuns, assim como cúspides de praias e escarpas (Figura 7B) (RESENDE e SILVA, 1991). A declividade da frente de praia varia bastante (entre 11-25°) ao longo das estações, em resposta as mudanças nas condições de mar (SILVA et al., 2016).

4.2. PRAIAS DE BAIXA ENERGIA DA BAÍA DE GUANABARA

As praias da cidade do Rio de Janeiro, incluindo àquelas localizadas nas ilhas do Governador e de Paquetá, exibem diferentes graus de preservação (Figura 5). As praias de Dentro, Urca, Botafogo e àquelas localizadas nas ilhas do Governador e Paquetá apresentaram uma baixa dinâmica (Figuras 5 e 8), com variações topográficas discretas (SILVA, et al., 2016). Nas praias da Ilha do Governador, Ilha de Paquetá e em Magé (Figura 1) observa-se uma série de modificações (construções, aterros, calçadão, árvores, etc.) na faixa de areia, responsáveis pela descaracterização da geomorfologia destes ambientes (Figura 5). O péssimo estado de conservação e

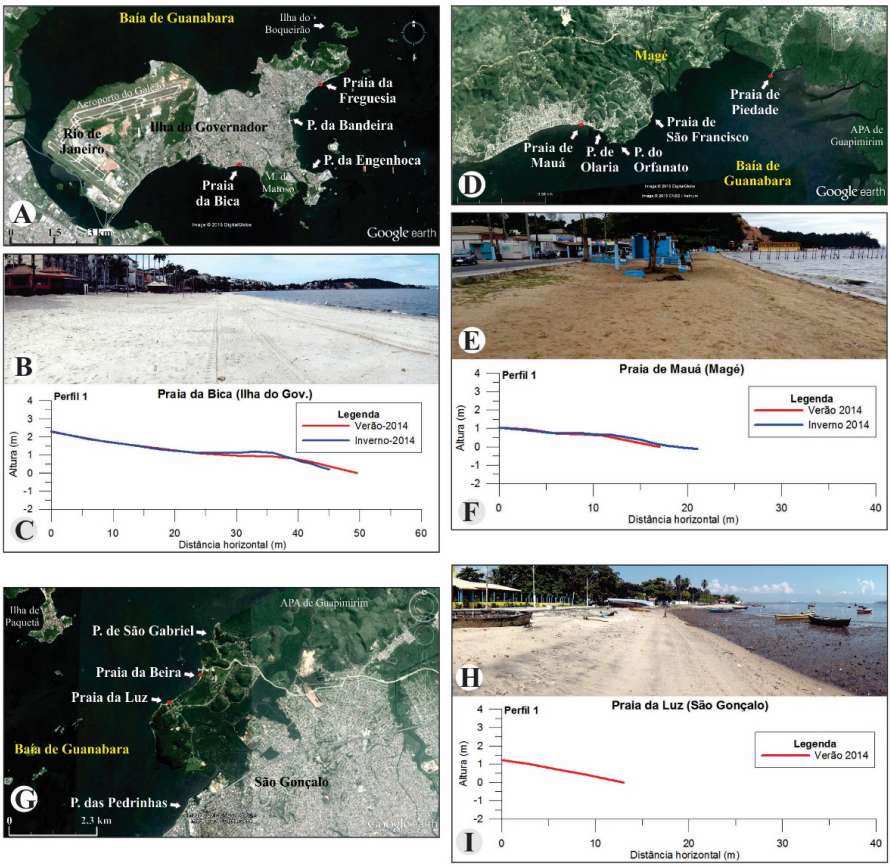


Figura 8 – Praias da Bica na Ilha do Governador (A, B, C); de Mauá, em Magé (D, E, F); e da Luz, em São Gonçalo (G, H, I). Perfis topográficos de praia (C, F, I), conforme Silva et al. (2016). Imagem Google Earth de 2015 (A); Fotos das praias (B, E, H), Silva, A. (2014).

o aspecto de abandono das praias na ilha do Governador é facilmente percebido, principalmente devido ao acúmulo de lixo na faixa de areia e na água. O mesmo se aplica as praias do município de São Gonçalo (Figura 8G e H) que, além da baixa dinâmica, estão entre as mais descaracterizadas e degradadas entre todas as praias na Baía de Guanabara, com sérios problemas relacionados à poluição e violência urbana. Nesse aspecto, as praias de Paquetá e de Magé diferem substancialmente daquelas localizadas na ilha do Governador e em São Gonçalo, pois ainda preservam um aparente cuidado com o estado de conservação, observado tanto na faixa de areia quanto nas áreas próximas, permitindo o registro de belas paisagens das áreas de fundo da baía a partir dessas praias (Figura 9).

Nas áreas mais internas à baía, inúmeras praias desapareceram devido à expansão urbana, marcada por sucessivas reformas e construção de aterros, ocorridas principalmente no século XX (ABREU, 1997). Como consequência, restaram apenas algumas poucas praias de baixa energia, bastante poluídas e modificadas, como é o caso das praias da Bica (na Ilha do Governador, Rio de Janeiro), Mauá (Magé) e da Luz (São Gonçalo), entre diversas outras (Figura 1). A praia da Bica (Figuras 1 e 8A, B) possui 890 metros de extensão e apresenta um perfil

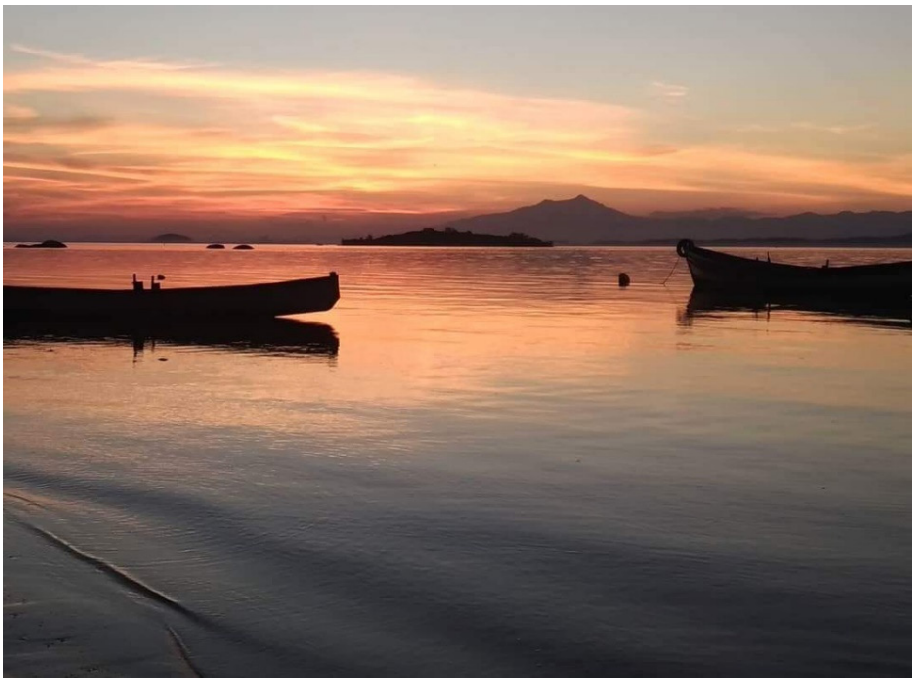


Figura 9 – Baía de Guanabara vista a partir da Ilha de Paquetá, no município do Rio de Janeiro. Foto: Modesto, N. S. A. (2018).

bastante antropizado e de baixa dinâmica, característico de fundo de baía. Os perfis topográficos de praia adquiridos no verão e inverno de 2014, mostram uma variação na largura de apenas 5 metros (50 m no verão e 45 m no inverno), e morfologia semelhante entre as estações, com berma no pós-praia e frente de praia com 12° de inclinação (Figura 8C).

As praias do Orfanato, São Francisco, Piedade e Mauá, todas localizadas no município de Magé (Figuras1 e 8D), representam um dos principais atrativos para a população residente nessas áreas. Tratam-se de praias de baixíssima energia devido à localização no fundo (borda norte) da Baía de Guanabara (Figura 1). As praias de Magé estão em grande parte intercaladas por remanescentes de manguezais, mais preservados na borda nordeste da baía, onde se encontra a Área de Proteção Ambiental (APA) de Guapimirim (Figura 1). Este trecho do litoral impressiona pelo elevado grau de preservação dos ambientes, principalmente fluviais, que contribuem de forma expressiva com o transporte de sedimentos finos para a baía. Diferentemente dos rios, as praias de Magé estão, em geral, descaracterizadas tanto do ponto de vista geomorfológico quanto sedimentar. A praia de Mauá, também conhecida como praia do Anil, é a mais importante da região e a mais extensa também, com 730 metros (Figura 8D, E). Essa praia exibe um perfil ligeiramente inclinado para o mar (14° na frente de praia), resultante de alterações antrópicas, com variação na largura entre 17 e 21 metros, entre o verão e inverno (2014), respectivamente (Figura 8E, F). A variação de 4 metros na largura da praia entre as estações é atribuída a diferença de nível da maré registrada durante os monitoramentos e não da dinâmica entre as estações.

As praias localizadas no município de São Gonçalo (Figuras 1 e 8G) estão entre as mais degradadas e descaracterizadas da Baía de Guanabara. Dentre as principais praias do município podemos destacar: a da Beira, da Luz, de São Gabriel e das Pedrinhas (Figura 5). Todas essas praias apresentam problemas relativos ao acúmulo de lixo na faixa emersa e submersa de areia e águas poluídas, com destaque para as praias de São Gabriel e das Pedrinhas. Outro problema, refere-se ao fato de que essas praias, em especial as da Beira e da Luz (Figura 8G, H), encontram-se localizadas em áreas sob forte influência do crime organizado, o que inviabilizou a realização de mais de um monitoramento (Figura 8I). A praia da Luz, com 1084 metros de extensão, é uma das mais importantes do município devido ao seu valor histórico e cultural. Nessa praia encontra-se localizada a igreja de Nossa Senhora da Luz, construída em 1647. Uma extensa área no limite nordeste desta praia se destaca pela exuberância da vegetação de manguezal.

Atualmente, a situação da praia da Luz é de total abandono por parte do poder público, o que pode ser facilmente constatado pelo grande acúmulo de lixo na orla da praia e no manguezal, pela poluição das águas e pela violência urbana, o que inviabiliza o uso da praia, principalmente para o banho de mar.

5. O TAMANHO DAS AREIAS DAS PRAIAS

As areias das praias (Figura 10), de modo geral, são constituídas por diversos tipos de minerais, fragmentos de rochas e restos esqueletais carbonáticos (conchas e fragmentos de conchas). Nas praias localizadas na Baía de Guanabara a predominância é do mineral quartzo na composição dos sedimentos. Outros minerais podem aparecer em menor quantidade, como a granada, que confe-

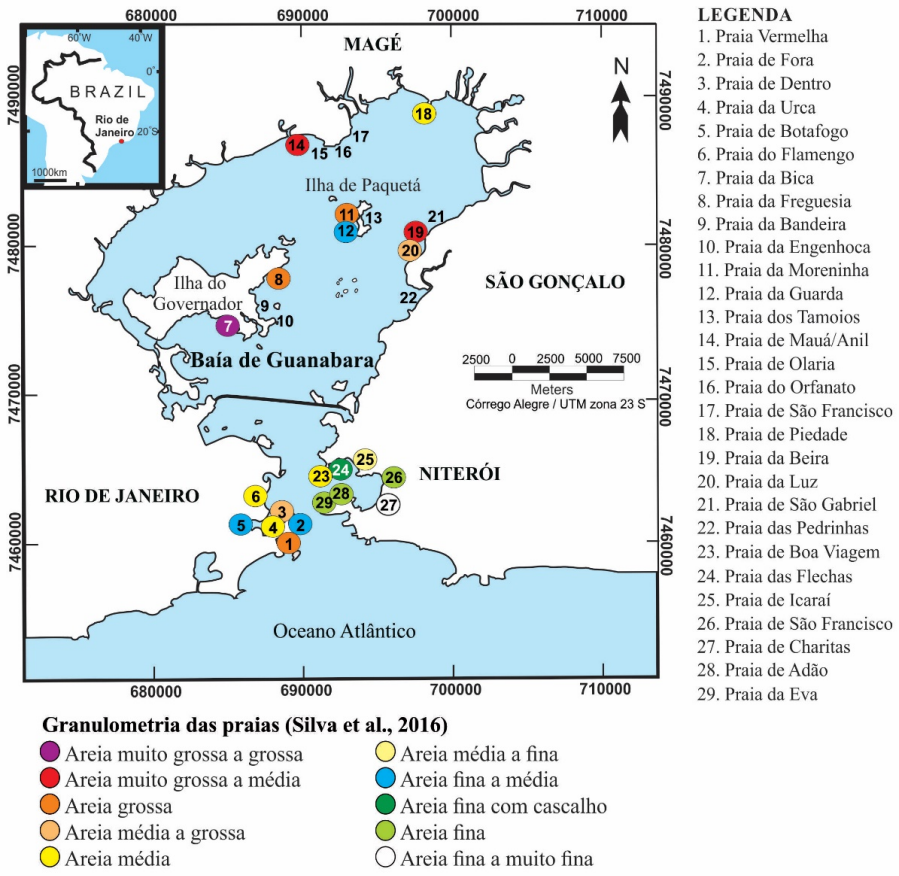


Figura 10 – Granulometria das areias das principais praias da Baía de Guanabara, com base em Silva et al. (2016).

re uma cor avermelhada para as areias (como ocorre na Praia Vermelha; Figura 11), o feldspato mais comumente encontrado em praias localizadas próximas a afloramentos (como ocorre nas ilhas de Paquetá e do Governador), entre outros. O estudo da textura dos sedimentos demanda o conhecimento do tamanho, do brilho da superfície e da morfologia, que pode contribuir para o entendimento da origem dos materiais. Obtida a caracterização, bem como, o tamanho do grão, é possível classificá-lo em classes de tamanho, conforme a quantidade dos sedimentos em cada classe (TUCKER, 1981). Neste capítulo, são apresentadas algumas características das areias das principais praias da Baía de Guanabara, com destaque para o tamanho dos grãos.

As praias da Baía de Guanabara estão estáveis no momento, em equilíbrio com a dinâmica ambiental da Baía de Guanabara, bem como, com o nível do mar atual. Os problemas existentes são resultantes da intervenção humana inadequada. Em alguns casos, como em São Gonçalo e nas Ilhas do Governador e de Paquetá no Rio de Janeiro, as praias se apresentam bastante degradadas e descaracterizadas (Figura 5), tanto do ponto de vista da geomorfologia de praia quanto de suas areias (Figura 11).

Figura 11 – Materiais das praias, com aspectos distintos: cascalhos na praia de das Flechas, após a ocorrência de ressaca (A); conchas nas areias da praia de São Francisco (B); aspecto avermelhado das areias da praia Vermelha, devido a presença do mineral granada (C); detritos de obras e lixo na praia da Luz, em São Gonçalo (D). Fotos: (A, B) Silva, MAM da (2004); (C) Thammy, Y (sem data); (D) Silva, A. L. C. (2015).

No Rio de Janeiro como um todo, nas praias de Mauá e Piedade em Magé e nas praias da Beira e da Luz em São Gonçalo (Figura 1), as areias são quartzosas, mal selecionadas, com variações expressivas no tamanho dos grãos ao longo da baía (SILVA et al., 2016; Figura 10). Com exceção das praias de Fora, Botafogo e da Guarda (Rio de Janeiro), que possuem areia predominantemente fina, as demais praias, incluindo as insulares, possuem sedimentos concentrados nas frações areia média (praias de Dentro, da Urca, Flamengo e Piedade), grossa (Vermelha, Freguesia e Moreninha) e muito grossa (praia da Bica, Mauá e da Beira) (SILVA et al., 2016; Figura 10).

De modo geral, as praias de Niterói possuem areias quartzosas basicamente de granulometria média a fina, e são em geral moderadamente a bem selecionadas (SILVA et al., 1999; SANTOS, 2001). Existe uma tendência discreta de diminuição do tamanho dos grãos de areia do setor 1 da Enseada de Jurujuba, onde ela é mais grossa em relação a areia mais fina do setor 2 (Figura 10), em função dos diferentes níveis de energia das ondas (SILVA et al., 1999; SANTOS, 2001). Em algumas praias de Niterói, como em Flechas e Icaraí, é comum aparecer uma quantidade expressiva de cascalho logo após a ocorrência de ressacas (Figura 11).

Num estuário, como é o caso da Baía de Guanabara, o padrão de distribuição de sedimentos é marcado pela diminuição no tamanho dos grãos em direção ao interior da baía em resposta a diminuição da energia hidrodinâmica, com exceção das áreas diretamente influenciadas pela descarga fluvial que tendem a apresentar uma sedimentação distinta das demais (DAVIS e FITZGERALD, 2004; BIRD, 2008), e também pela presença de afloramentos rochosos. As areias das praias estudadas são, na maioria, incompatíveis com essa distribuição de energia em direção ao interior da baía. A grande quantidade de cascalhos encontrados em algumas praias, como observado nas praias da Beira e da Luz em São Gonçalo, entre outras, contrasta com a baixa energia deste trecho do litoral abrigado da baía de Guanabara (Figura 10). Os resultados das análises apontam para um padrão sedimentar bimodal. Esse padrão, como destaca Amador (1997), é característico de algumas praias de baixa energia da Baía de Guanabara. A presença de sedimentos mais grossos nessas praias é consequência de fontes geológicas locais, por meio do qual, partículas disponibilizadas pelo intemperismo e erosão das áreas adjacentes são deixadas nessas praias e não são transportadas pelas ondas de baixa energia comuns nessas áreas; bem como pelas contribuições antropogênicas eventuais (materiais provenientes de aterros, obras, desmatamentos, etc.).

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a todos os estudantes e demais pessoas que participaram dos levantamentos de campo ao longo de todos esses anos e também em outras atividades relacionadas a esse trabalho. Agradecemos também aos diversos auxílios financeiros, bolsas de estudo e de apoio à pesquisa (FAPERJ, CNPq, CAPES, PROPP-UFF e UERJ). Aos Departamentos de Geologia e Geofísica da UFF e de Geografia da FFP-UERJ, seus professores e funcionários que deram suporte a essa pesquisa, nosso reconhecimento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, M. A. Evolução Urbana do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, ed. IPLANRIO, pp. 35-135, 1997.

AMADOR, E. S. Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: Homem e Natureza. Pp. 539, 1997.

BIRD, E. C. F. Coastal Geomorphology: An Introduction. John Wiley & Sons Ltd. England, pp. 411, 2008.

CAMINHA, J. V. Botafogo e a sua Evolução Urbana: um retrospecto. Encontro de Geógrafos da América Latina, Peru; p. 1-20; 2013.

CUNHA, A. B. C.; SILVA, A. L. C.; SILVESTRE, C. P.; LIMA, C. N.; ROSA, K. S. 2016. Geomorfologia e sedimentação das Praias de Botafogo e Flamengo na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, RJ). Anais do XI Simpósio Nacional de Geomorfologia, Maringá (PR), p. 1 - 6, 2016.

DAVIS, Jr. A. R. & FITZGERALD, D. M. Beaches and Coasts. Blackwell Publishing. Pp. 432, 2004.

DHN, Folha de Bordo, FB – 1500-001/79. Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil, 1980.

FILIPPO, A. M. & FIGUEIREDO Jr. A. G. F. Caracterização Hidrodinâmica. In: MENICOM, M. F. G., SILVA, T. A., FONSECA, M. L., LIMA, S. O. F., LIMA, E. F. A., LAVRADO, H. P., FIGUEIREDO Jr., A. G. Baía de Guanabara. Síntese do conhecimento ambiental. Vol. I. Ambiente e Influência Antrópica. Pp. 44-57, 2012.

FRIEDMAN, G. M. & SANDERS, J. E. Principles of Sedimentology. New York, John Wiley & Sons. Pp. 792, 1978.

NORDSTROM, K. F. Erosion control strategies for bay and estuarine beaches. Coastal Management, vol. 17, p. 25-35, 1989.

RESENDE, M. C. C. M.; SILVA, M. A. M. Dinâmica de formação de cúspides de praia em Icaraí, São Francisco e Charitas – Niterói, RJ. Resumo expandido, 2° Simpósio de Geologia do Sudeste (SBG-SP-RJ), SP, pp. 31-32, 1991.

SANTOS, C. L. Dinâmica Sazonal e os Efeitos das Ressacas nas Praias de Niterói (Rio de Janeiro). Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geofísica Marinha da Universidade Federal Fluminense. pp.151, 2001.

SANTOS, C. L. dos, SILVA, M. A. M. e SALVADOR, M. V. S. Dinâmica Sazonal e os Efeitos das Ressacas nas Praias de Niterói/RJ. Revista Brasileira de Geociências. pp. 355-360, 2004.

SERRA, M. V., SERRA, M. T. F. 2012. Guia de História Natural do Rio de Janeiro. Editora Cidade Viva, Rio de Janeiro, pp. 284, 2004.

SILVA, M. A. M.; SILVA, A. L. C.; SANTOS, C. L.; SILVESTRE, C. P.; ANTONIO, R. V. M.; CUNHA, A. B. C.; GRALATO, J. C. A.; SOUZA, R. D. Praias da Baía de Guanabara no estado do Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Geomorfologia, São Paulo, v.17, n.2, p.205 - 225, 2016.

SILVA, M. A. M., RESENDE, M. C. C. M.; SANTOS, C. L. Um Estudo sobre a Dinâmica das Praias de Niterói (Baía de Guanabara, RJ). Anais da Academia Brasileira de Ciências, 71 (4) pp. 962 – 967, 1999.

TUCKER, M. E. Sedimentary Petrology: An Introduction. 3° v. Halsted Press, Boston, pp.252, 1981.

G1. Ressaca provoca estragos na orla de Niterói. In: G1. Disponível em: http://g1.globo.com/rio-de-janeiro/noticia/2011/05/ressaca-provoca-estragos-na-orla-de-niteroi.html). Acesso em 25 mai. de 2015.

www.britomolduras.com.br/mobile/buscas.php.. Acesso em 22 jun. de 2015.

O GLOBO. As imagens da exposição 'O Mar de Malta'. In: O Globo Rio. Disponível em www.oglobo.globo.com/rio/as-imagens-da-exposicao-mar-de-malta-16183676, acessado em 20 de maio de 2015.

www.revistasurfar.com.br/portal/online/online13.pdf., acessado em 25 de maio de 2015.

HISTÓRICO DA CONTAMINAÇÃO POR METAIS TRAÇOS NA ICTIOFAUNA DA BAÍA DE GUANABARA

Thatianne Castro Vieira
Ana Paula de Castro Rodrigues
Alejandra Filippo Gonzalez Neves dos Santos

1. REVISÃO HISTÓRICA DA CONTAMINAÇÃO DA BAÍA DE GUANABARA

Historicamente, os corpos hídricos, de uma maneira geral, vêm sendo usados como corpos receptores de rejeitos da população humana. Rejeitos industriais, domésticos, agrícolas e hospitalares são lançados muitas vezes sem ao menos terem um tratamento primário. Geralmente, são ricos em metais tóxicos que, dependendo de suas propriedades físico-químicas, podem causar danos à saúde humana e ao equilíbrio de ecossistemas aquáticos. Dentre os metais mais tóxicos estão: o cádmio (Cd), o chumbo (Pb), o arsênio (As) (ametal) e o mercúrio (Hg). Destes, o Hg é considerado o mais perigoso pela "*United States Environmental Protection Agency*" (WHO, 1990).

No Estado do Rio de Janeiro, um dos primeiros corpos hídricos a sofrer historicamente com a ocupação antrópica e seus rejeitos, foi a baía de Guanabara (BG). É uma das maiores baías do Brasil, e está localizada entre as latitudes 22° 40' a 23° 00' S e longitude 43° 00' a 43° 20' O. Em seu interior, localizam-se dois grandes portos (Rio de Janeiro e Niterói), dois aeroportos (Internacional do Galeão e Santos Dummont) e terminais de petróleo. O tráfego marítimo na região é intenso e ocorrem descargas de petroleiros e limpeza de navios. Todos estes fatores têm contribuído de maneira significativa para a degradação de extensas áreas da baía (Lacerda, 1984).

Estima-se que o esgoto doméstico contribua com 75% do volume de poluição orgânica na baía; já os despejos industriais contribuiriam com 25%. A região oeste é considerada a região mais poluída, concentrando a maior carga recebida de esgoto doméstico não tratado. A carga de esgoto doméstico lançada para a baía é de aproximadamente $17 m^3 s^{-1}$, sendo equivalente a 465 toneladas

diárias (Pereira e Gomes, 2002). Estima-se que o carbono orgânico dissolvido seja sempre maior que 11,5 mg L^{-1} (Kehrig et al., 1998).

Além das fontes poluidoras já citadas, destaca-se a influência de vazadouros de lixo localizados às margens de rios contribuintes ou da própria baía, como o antigo lixão, atual aterro controlado de Gramacho, que em 1990, o INEA já estimava um escoamento de chorume para a baía numa vazão média de 800 m^3 dia^{-1}, com carga orgânica de 4t dia^{-1}, equivalente à contribuição de uma população de 75.000 habitantes (FEEMA, 1991). Pereira et al. (2007), encontraram altos níveis de matéria orgânica e de metais traços em materiais depositados sobre as rodovias, sendo estas consideradas fontes menores, mas potenciais de poluição para os sedimentos costeiros da BG.

Um dos trabalhos pioneiros sobre a contaminação da BG foi realizado entre 1976 e 1979, por Pfeiffer e colaboradores (1982), abordando a concentração de cromo na água, no material particulado, no sedimento e na biota do rio Irajá (afluente da BG). Ao longo dos anos até os dias atuais, diversos trabalhos foram feitos na BG e em seus rios tributários (Abuchacra et al., 2015; Machado et al., 2008; Baptista Neto et al., 2000; Rego et al., 1993; Rebello et al., 1986). Desde então, alguns trabalhos aplicaram diferentes índices de qualidade ambiental para descrever riscos associados a contaminação da baía de Guanabara para a biota. Um exemplo foi a dissertação de Campos (2000), que observou através da aplicação do Índice de Risco Ecológico Potencial (IREP), que o elevado estado trófico da baía reduz o risco ecológico potencial da contaminação por metais. Contudo, dentre os metais, o Hg e o Cd representam os maiores riscos para a biota.

Especificamente sobre o Hg, na bacia de drenagem da BG existe um *hot spot* de contaminação, devido principalmente à presença de uma indústria de cloro-soda às margens do rio Acari. Pinto (1995) encontrou valores de 0,03 - 37,18 mg kg^{-1} para mercúrio total (HgT) em sedimentos do estuário do rio Meriti (que tem como um dos afluentes, o rio Acari) e de 0,12 - 0,22 mg kg^{-1} em sedimentos do manguezal de Guapimirim (áreas mais protegidas). Variação similar foi descrita por Wasserman e colaboradores (2000), indo de 0,051 mg kg^{-1} a 37,2 mg kg^{-1}, próximo a foz do rio Meriti. Utilizando-se extração sequencial para observar principais ligantes a influenciar as concentrações de Hg nos sedimentos, observou-se que na foz do rio Meriti, o Hg está predominantemente ligado a material orgânico (80%) (Pinto, 1995), evidenciando o importante papel da matéria orgânica na complexação deste metal. Adicionalmente, Machado et al. (2004) sugeriram que

os sulfetos ácidos voláteis exercem um papel importante na retenção de metais na parte oeste da BG e que o potencial de retenção é muito alto.

Comparativamente, o padrão de distribuição das concentrações de metais não foi muito alterado através dos anos. Na maioria dos casos, as amostras com maiores concentrações estão localizadas mais ao fundo da baía, refletindo a alta contribuição dos rios e do continente, bem como do regime de circulação das águas da baía. Cordeiro et al. (2015) observaram maiores concentrações de metais na BG na parte interna e que o As, o Pb e o Hg estão, principalmente, na fase fortemente ligada, ou seja, apresentando baixa biodisponibilidade para a biota. Enquanto o Cd apresentou alto percentual na fração potencialmente biodisponível no sedimento. De acordo com todo o histórico de contaminação da BG, é notória a necessidade de avaliar o quanto essa contaminação está afetando a biota local e àqueles que usam os recursos provenientes dessa baía. No Estado do Rio de Janeiro, a pesca decresceu nos últimos anos, entretanto o consumo de peixe cresceu (aproximadamente 23 Kg por habitante por ano), seguindo a mesma tendência que o país como um todo (O Globo, 2007). Este é um dos principais motivos, pelo qual peixes e outros organismos usualmente consumidos pela população humana, são utilizados para a realização do monitoramento da qualidade de ecossistemas aquáticos. Através do biomonitoramento, pode-se avaliar quais são as substâncias tóxicas biodisponíveis na coluna d'água / sedimentos e que são capazes de sofrer bioacumulação em diferentes tecidos de organismos aquáticos.

2. BIOACUMULAÇÃO E BIOMAGNIFICAÇÃO EM PEIXES E SEU PAPEL COMO BIOINDICADOR

Bioindicadores são espécies que possuem sensibilidade ou tolerância às alterações ambientais, em geral derivadas das atividades antropogênicas. Tais bioindicadores são importantes para especificar diferentes tipos de impactos, visto que existem espécies sensíveis e outras tolerantes a um mesmo poluente (Freitas e Siqueira-Souza, 2009). Para Karr (1981), os peixes são importantes bioindicadores no ambiente marinho, isso porque respondem de diferentes formas à contaminação. Bons bioindicadores devem possuir algumas características importantes, como: (i) possuir resistência a meios contaminados; (ii) ter uma abundância significativa; e (iii) passar a maior parte de sua vida no local de estudo.

Essa aplicação de bioindicadores para avaliar a contaminação ambiental ao longo dos anos vem refletindo sobre a concentração e disponibilidade desses

contaminantes no meio aquático, mostrando grande eficiência e fazendo de algumas espécies de peixes bons indicadores (Rodrigues et al., 2010; Beltran-Pedreros, et al. 2011; Kehrig et al., 2011; Carvalheira, 2012; Vieira, 2019). Segundo Ferreira et al. (2012), por exemplo, os peixes meca (*Xiphias gladius*) e o atum (*Thunnus albacares* e *Thunnus* sp.), em mar aberto são potenciais bioindicadores da poluição por Hg. Os peixes constituem um grande grupo parafilético de vertebrados aquáticos, que possuem brânquias e nadadeiras. Estão inseridos no Filo Chordata, constituindo cinco das nove classes atuais de vertebrados. Eles possuem órgãos capazes de realizar a troca de sais e água, podendo mudar a composição do seu fluído corpóreo conforme o meio, dulcícola ou marinho (Hickman et al., 2004).

É possível observar a ocorrência de diferentes processos relacionados aos metais traços dentro do organismo da biota. Quando um indivíduo é exposto a uma substância qualquer, esta substância sofrerá um processo de biotransformação, no qual o organismo tenta gerar compostos hidrossolúveis, fazendo com que eles sejam excretados mais rapidamente através da urina, diminuindo a toxicidade dessa substância. Porém, quando os compostos resistem a esse processo, eles são eliminados bem devagar, acumulando no organismo conforme o tempo de exposição que ele presencia (Azevedo e Chasin, 2003; Rodrigues et al., 2010). Russ et al. (2005) descrevem o processo de bioacumulação como o aumento da concentração de quaisquer substâncias em um organismo, onde tais níveis se encontram acima do encontrado no meio em que vivem. Segundo Nascimento (2014), a concentração de metais no ambiente não representa a quantidade encontrada na biota local, isso ocorre porque dependendo da forma química e das condições do meio, o metal pode não estar biodisponível. Sendo assim, não serão transferidos para os organismos.

Diferentes estudos apontam altas concentrações de metais em peixes (Bruggeman, 1982; Marengoni et al. 2008; Ashraf et al. 2012). Entretanto, a acumulação dos metais traço nos organismos depende de diversos fatores, como: localização, sexo, comportamento alimentar, nível trófico, idade, tamanho, duração da exposição aos metais e atividade de regulação homeostática do peixe (Ullrich et al., 2001; Munthe et al., 2007; Rodrigues et al., 2010). Diferentes concentrações de metais podem ser encontradas entre machos e fêmeas, devido ao desenvolvimento das gônadas (Mantelatto, 1999). Para Kehrig et al. (1998) ainda existem outros fatores que podem contribuir para essa acumulação, sendo eles: variação sazonal, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e salinidade.

Sabe-se na ecologia que ocorre interações entre os diferentes níveis tróficos de uma teia alimentar, com troca de energia, moléculas e/ou íons. Porém,

a energia vai passar por cada posição trófica apenas uma vez, enquanto que as moléculas e/ou íons podem passar diversas vezes, ou seja, ocorrendo um ciclo desses elementos (Begon et al., 2007). A transferência de moléculas e/ou íons, muitas vezes dependendo da sua forma química, pode ocorrer de um nível trófico para outro tendo sua concentração aumentada, esse processo é conhecido como biomagnificação trófica (Odum, 1988), onde as menores concentrações são encontradas no nível mais baixo e as maiores no topo da teia alimentar.

Alguns trabalhos apontam a ocorrência do processo geoquímico de biomagnificação trófica com elementos não essenciais para o organismo (Franscesconi e Lenanton, 1992; Renzoni et al., 1998; Rodrigues et al., 2010; Kehrig et al., 2011; Bisi et al., 2012). Segundo Frasncesconi e Lenanton, (1992), o Hg é biomagnificado na sua forma orgânica e mais tóxica, o metilmercúrio (MeHg). O MeHg ao se acumular no peixe possui maiores concentrações no músculo, onde é cerca de 90% do Hg total (Huckabee et al., 1979).

3. TOXICIDADE DOS METAIS TRAÇOS

Os metais possuem propriedades características como, boa condutividade térmica e elétrica, altos pontos de fusão e ebulição, além de uma boa resistência. Sua ocorrência no meio ambiente pode ser natural ou devido às atividades antropogênicas, como o lançamento de efluentes industriais e domésticos e a queima de combustíveis fósseis. Naturalmente, vários metais e não metais ocorrem em baixas concentrações nos ecossistemas aquáticos (< 1.000 mg Kg^{-1} ou < 0,1 %), sendo considerados elementos traços, tais como o As, Cd, Hg, Pb, entre outros (Andrade, 2011).

A grande maioria dos metais apresenta alto potencial tóxico para a biota. Segundo a WHO (2010), existem dez químicos de maior relevância para a saúde pública - arsênio, amianto, benzeno, cádmio, dioxinas, fluoreto, mercúrio, chumbo, praguicidas e contaminantes do ar. Dentre esses, o cádmio, mercúrio e chumbo são metais, e o arsênio, um não metal. Os limites máximos da concentração desses elementos em pescado, estabelecidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) em 2013, se encontram na Tabela 1.

Metais como o zinco (Zn) e o cobre (Cu) são essenciais para o metabolismo dos organismos vivos, porém em pequenas concentrações. Quando encontrados em grandes quantidades tornam-se prejudiciais. Já elementos como o chumbo (Pb) e o cádmio (Cd) apresentam propriedades que se assemelham

Substâncias	Limite máximo (mg Kg^{-1})
Arsênio	1,00
Cádmio	0,05
Chumbo	0,30
Mercúrio	0,50
Mercúrio*	1,00

Tabela 1: Limites máximos permitidos de substâncias tóxicas em músculo de peixes para o consumo por humanos (ANVISA, 2013). *Concentração de mercúrio para espécies de peixes predadoras.

aos essenciais, entretanto, ao serem incorporados pelos organismos podem causar diferentes problemas metabólicos, levando à morte com o aumento da dose de exposição (Nascimento, 2014). O As, na sua forma inorgânica solúvel é altamente tóxico. Sua ingestão em longos períodos pode causar doenças crônicas (lesões cutâneas, diabetes, neuropatia periférica, sintomas gastrointestinais, problemas renais, enfermidades cardiovasculares e câncer), podendo levar anos até aparecer o primeiro efeito desta contaminação (WHO, 2010). A determinação do As vem aumentando em diversos laboratórios analíticos, com o intuito de desenvolver métodos que determinem a forma orgânica, inorgânica e total em diferentes matrizes. Este é um elemento com ampla distribuição na biosfera, possuindo concentrações naturais de 2 - 3 $\mu g\ L^{-1}$ na água do mar não contaminada e 1 $\mu g\ g^{-1}$ a mais de 30 $\mu g\ g^{-1}$ de As em organismos marinhos, capazes de acumular maiores quantidades de As do que organismos terrestres. As formas As^{+3} e As^{+5} são as mais tóxicas, pois são compostos inorgânicos, que não apresentam função fisiológica, capazes de serem absorvidos devido a sua similaridade ao grupo fosfato - essencial para os seres vivos (Barra, 2000).

O elemento Cd não se encontra na sua forma pura no meio ambiente, ocorrendo associado, principalmente, a sulfetos, em minérios de Cu, Pb e Zn. Ele é muito utilizado em revestimentos de superfícies metálicas, pigmentos de tintas e vidros, produção de ligas metálicas, constituintes de amálgama em odontologia, banhos eletrolíticos, confecção de baterias, fungicidas e na indústria de fabricação de plástico (Andrade, 2011). Naturalmente, ele está em baixas concentrações, porém vem acontecendo um aumento de seus níveis no ambiente devido às atividades antrópicas. Esse metal possui efeitos tóxicos nos rins, sistemas ósseos e res-

piratórios, além de ser carcinogênico para o ser humano, facilmente se bioacumulando em organismos, principalmente nos crustáceos e moluscos (WHO, 2010). O acidente de Toyama (Japão) mostrou, através de danos nos sistemas ósseos de centenas de moradores, que o Cd é capaz de incorporar em plantas comestíveis, e ao ser ingerido ele se acumula nos rins e fígado (Barcellos, 1995).

Devido à alta energia de ionização do Hg, ele é o único metal que pode ser encontrado no estado líquido em temperatura ambiente. Esse elemento possui três estados de oxidação: Hg^0 (gasoso), Hg^{+1} (pouco estável) e o Hg^{+2} (mais estável). A toxicidade, a biodisponibilidade e a mobilidade dos compostos mercuriais são influenciadas pelo estado de oxidação do elemento, bem como de seus ligantes. Por exemplo, o Hg^0 em temperatura ambiente é o único metal que pode ser encontrado no estado líquido, essa forma química tem tendência de se oxidar, formando compostos com alta toxicidade para os organismos vivos. Contudo, os compostos orgânicos são os que apresentam maior risco para a biota (Andrade, 2011).

De todas as formas químicas do Hg, o MeHg é o que possui maior relevância ambiental, isso devido à sua afinidade com a matéria orgânica. Sendo produzido através de processos de metilação do Hg inorgânico que envolvem bactérias sulfato-redutoras. Esta forma química é altamente tóxica, principalmente para os níveis tróficos mais altos, acumulando-se, de preferência, no sistema nervoso central, necessitando de setenta dias para que 50% do que foi absorvido seja excretado do organismo do ser humano (MMA, 2013). A contaminação pelo Hg é uma ameaça para o feto em desenvolvimento no útero e para crianças nos primeiros anos de vida. Foi estimado que 1,5 a 17 mil crianças apresentam sintomas causados pelo consumo de pescado contaminado por Hg. As principais vias de exposição humana ao Hg são através da inalação do vapor de Hg^0 ou a ingestão de alimentos contaminados como pescados e mariscos. A principal fonte de Hg no meio ambiente são as atividades antrópicas (WHO, 2010).

A contaminação do Pb no corpo humano ocorre lentamente e a sua toxicidade depende da forma que ele entra no organismo e da sua especiação química e física, além de fatores biológicos como idade, sexo e alimentação (Fitch, 2004). Tal substância é capaz de bioacumular e afetar diferentes regiões do organismo, entre essas estão os sistemas neurológico, hematológico, gastrointestinal, cardiovascular e renal. As crianças são as mais afetadas, mesmo em quantidades baixas de Pb a exposição pode ser irreversível. É possível estimar que aproximadamente 0,6% da mortalidade mundial em regiões de desenvolvimento são causadas pela exposição desse metal (WHO, 2010). Devido a contaminação ambiental pelo

Pb, a sua utilização vem diminuindo de uma forma acentuada, principalmente nos países industrializados, onde pesquisadores vem desenvolvendo substâncias capazes de substituir este metal (Andrade, 2011).

Estudos sobre o efeito de metais em peixes indicam alterações neuro-comportamentais depois da exposição ao Hg. Kasper et al. (2007) mencionaram em seu trabalho alguns dos efeitos toxicológicos do Hg nos peixes, sendo eles: danos cerebrais; letargia; diminuição da capacidade predatória; diminuição dos reflexos; danos nas brânquias e deficiência reprodutiva. A análise de alguns fatores ecológicos, por exemplo, o fator de condição (K), índice gonadossomático (IGS), índice de repleção (IR) e relação hepatossomática (IHS), ajudam a compreender possíveis alterações fisiológicas dos peixes. Alguns fatores biológicos, como o IHS e o K são importantes para compreender possíveis problemas na saúde dos peixes (Quentel e Obach, 1990).

Vieira (2019), ao analisar o IHS em tecidos musculares de diferentes espécies de peixes da parte externa da baía de Guanabara, observou correlação positiva significativa com o MeHg e HgT (MeHg: 0,82; HgT: 0,95, $p<0,05$), o que pode estar indicando a ocorrência de inflamação neste órgão devido ao aumento da concentração do metal. Vieira (2019), encontrou correlação negativa (MeHg: -0,87; HgT: -0,83, $p<0,05$) entre o K e o MeHg e HgT, indicando um crescimento alométrico negativo ($k<3$) dos peixes com maiores concentrações de Hg, ou seja, o peso do indivíduo aumenta mais lentamente do que o seu comprimento.

As atividades antrópicas, responsáveis por lançar uma carga expressiva de contaminantes nos ecossistemas aquáticos vem influenciando na ecofisiologia de muitas espécies de peixes, por todo o mundo (Vos et al., 2000), isso porque muitos contaminantes criam alterações nos processos fisiológicos, como por exemplo no sistema reprodutor (Jobling et al., 1998). Vieira (2019) observou que o IGS apresentou correlação positiva significativa apenas com o HgT (0,74 $p<0,05$), ou seja, indivíduos mais velhos, que apresentam gônadas maiores, tendem a ter maiores concentrações de Hg.

Hauser-Davis et al. (2019) analisaram a concentração de metais ligados a metalotioneína (MT) na espécie de peixe *Dules auriga*, mostrando que a variação dessa proteína no organismo da biota provavelmente está relacionada a concentração do metal, ou seja, altas concentrações de metal vão fazer com que ocorra alta concentração de MT. Contudo, os autores mencionam que esse tipo de abordagem ainda é pouco falado em trabalhos feitos na BG. A MT é uma proteína responsável pela eliminação de metais sem função metabólica. Por tanto, através

desse tipo de análise é possível verificar a real biodisponilidade do metal para a biota, pois é possível observar a concentração de metais ligados a essa proteína (van der Oost et al., 2003).

4. METAIS TRAÇO NA ICTIOFAUNA DA BAÍA DE GUANABARA

Foi realizada uma compilação de trabalhos realizados entre 1997 e 2019 utilizando a ictiofauna da BG como bioindicadores de poluição por metais (Tabela 1). Percebe-se que a maior parte dos estudos analisou preferencialmente o tecido muscular, provavelmente porque esse tecido do peixe é comumente ingerido pela população humana. Poucos foram os trabalhos que incluíram a análise de outros órgãos, como rim, brânquias e/ou fígado (Kehrig et al., 2004b; 2005; 2005a; 2009; Cardoso et al., 2009; Hauser-Davis et al., 2016). As concentrações encontradas em músculo variaram entre:

Tabela 1 – Histórico da contaminação por metais-traço na ictiofauna da Baía de Guanabara entre 1997 e 2019. (n) é o número de espécimes analisados e (CT) é o comprimento total.

Espécie	Hábito alimentar	Nome comum	Período de coleta	CT	n	HgT	MeHg	Cd	As	Pb	Referência
Muscúlo											
Atherinella brasiliensis	Carnívoro	Peixe-rei	2015/2016	11,9	249	73,6±14,1	66,3±10,9	49.6±5.2	680.5±55.6	51.0±42.4	Vieira, 2019
Anchoa spp.	Filtrador	Anchova pequena	2008/2009	x	6	93,1 ± 50,4	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Bagre bagre	Onívoro	Bagre	2005	40,1	14	x	60,7±39,8	x	x	x	Kehrig et al., 2011
Bagre spp.	Onívoro	Bagre	Julho /2004 até agos-to/2005	40	14	208,6	206,6	x	x	x	Kehrig et al., 2009
Bagre spp.	Onívoro	Bagre	x	x	x	70,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2004b
Cathorops spixii	Carnívoro	Bagre	2010/2011		23	15,9±6,3	x	x	x	x	Carvalheira, 2012

Tabela 1 –Continuação.

Centropomus undecimalis	Carnívoro	Robalo	2005	32,5	10	x	67,1± 10,8	x	x	x	Kehrig et al., 2011
Centropomus undecimalis	Carnívoro	Robalo	Julho /2004 até agosto/2005	32	6	545,6	523,8	x	x	x	Kehrig et al., 2009
Cetengraulis edentulus	Filtrador	Anchova atlântica	2008/2009	x	6	15,4 ± 8,1	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Chloroscombrus chrysurus	Carnívoro	palombeta	2008/2009	x	5	20,2 ± 7,1	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Cynoscion leiarchus	Carnívoro	Pescada-branca	2008/2009	x	4	66,9 ± 9,8	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Cynoscion sp.	Carnívoro	Pescada	2010/2011	14,2	38	12,9±5,0	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Diapterus sp.	Carnívoro	Carapeba	2010/2011		9	44,1±12,4	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Diplectrum radiale	Carnívoro	Micholi	2010/2011		1	38,1	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Diplodus argenteus	Onívoro	Marimbá	2015	6,6	2	155,0	118,0	x	x	x	Vieira, 2019
Eucinostomus sp.	Onívoro	Carapicu	2010/2011		11	57,1±39,6	x	x	x	x	Carvalheira, 2012

Tabela 1 –Continuação.

Genidens barbus	Onívoro	Bagre	2010/2011		6	43,5±24,6	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Genidens genidens	Onívoro	Bagre	2005	12,6	66	103,1±44,1	x	x	x	x	Rodrigues, 2006
Genidens genidens	Onívoro	Bagre	2005	12,6	70	102,3±43	x	x	x	x	Rodrigues et al., 2010
Genidens genidens	Onívoro	Bagre	2010/2011	31,1	191	58,1±32,9	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Genidens genidens	Onívoro	Bagre	2008/2009	16,7	52	60,6±50,5	x	x	x	x	Rodrigues, 2010
Genidens genidens	Onívoro	Bagre	2008/2009	x	8	x	76,7±66,3	x	x	x	Rodrigues, 2010
Haemulon sp.	Carnívoro	Cocoroca	2010/2011		65	92,4±42,9	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Haemulon sp.	Carnívoro	Cocoroca	2008/2009	14	65	93,4±97,1	x	x	x	x	Rodrigues, 2010
Haemulon sp.	Carnívoro	Cocoroca	2008/2009	x	6	x	39,3±38,7	x	x	x	Rodrigues, 2010
Menticirhus americanos	Onívoro	Betara	2015	11,8	2	39,0	33,0	x	x	x	Vieira, 2019
Menticirhus americanos	Onívoro	Betara	x	x	x	49,0	x	x	x	x	Mauro et al., 1997

Tabela 1 –Continuação.

Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2008/2009	x	21	168,1 ± 161,2	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corniva	x	x	58	124,0 (+ 0,054)	x	x	x	x	Ferreira et al., 2012
Micropogonias furnieri	Canívoro	Corvina	x	x	x	x	x	216,0	x	2016,0	Seixas et al.,2005a
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1990	35,3	61	108,9±58,6	x	x	x	x	Kehrig et al., 2002
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1998	46,2	20	199,5±119,3	194,7±112,7	x	x	x	Kehrig et al., 2002
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2005	10,6	13	55,5±12,6	x	x	x	x	Rodrigues, 2006
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2005	10,6	14	56,8±13	x	x	x	x	Rodrigues et al., 2010
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2005	36	20	x	74,1±29,6	x	x	x	Kehrig et al., 2011
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2010/2011	30,1	145	17,5±16,2	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	x	46,2	22	300,0 ± 200,0	x	80,0±50,0	x	600,0 ± 200,0	Kehrig et al., 2007
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1990-1991	375	61	103.0±58.6	x	x	x	x	Kehrig et al., 1998

Tabela 1 –Continuação.

Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2001	< 30	8	156,9±83,0	x	x	x	x	Lima & Castilhos, 2001
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2001	30-40	9	169,2±82,0	x	x	x	x	Lima & Castilhos, 2001
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2001	> 40	6	165,9±30,0	x	x	x	x	Lima & Castilhos, 2001
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1990	< 30	16	43,4±20,0	x	x	x	x	Lima & Castilhos, 2001
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1990	30-40	32	117,0±45,0	x	x	x	x	Lima & Castilhos, 2001
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1990	> 40	13	168,2±44,0	x	x	x	x	Lima & Castilhos, 2001
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1990	x	x	114,0	x	x	x	x	Baeta et al., 2004
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	1999	x	x	176,0	x	x	x	x	Baeta et al., 2004
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2003	x	x	88,0	x	x	x	x	Baeta et al., 2004

Tabela 1 –Continuação.

Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2003	x	x	140,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2005
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	x	x	x	80,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2004b
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	x	x	x	<LD - 74,0	x	x	x	x	Lailson Brito et al., 2006
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	Julho /2004 até agosto/2005	39	34	465,4	456,1	x	x	x	Kehrig et al., 2009
Mugil curema	Herbívoro	Parati	2015	15,7	6	6,0	12,0	x	x	x	Vieira, 2019
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	x	x	x	x	x	153,6	x	857,6	Seixas et al.,2005a
Mugil liza	Planctívoro	Tainha	1998	41,1	20	15,4±5,8	9,6±2,6	x	x	x	Kehrig et al., 2002
Mugil liza	Planctívoro	Tainha	2005	31,5	20	x	32,5±9,4	x	x	x	Kehrig et al., 2011
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	Julho /2004 até agosto/2005	37	35	48,16	26,9	x	x	x	Kehrig et al 2009
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	x	41,1	22	0,02±0,004	x	0,06±0,02	x	0,4 ± 0,2	Kehrig et al., 2007

Tabela 1 –Continuação.

Mugil liza	Detritivoro	Tainha	x	x	x	15,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2004a
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	1999	x	x	17,0	x	x	x	x	Baeta et al., 2004
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	2003	x	x	5,0	x	x	x	x	Baeta et al., 2004
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	x	x	x	<LD - 32,0	x	x	x	x	Lailson Brito et al., 2006
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	2009/2010	46,1	28	x	x	<LOQ–45,0	x	x	Hauser-Davis et al., 2016
Mugil sp.	Detritivoro	Tainha	1998	41,1	20	15,4±5,8	9,6 ± 2,6	45	x	x	Kehrig et al., 2001
Mugil sp.	Detritivoro	Tainha	1988	5	46	28,5 ± 7,4	x	x	x	x	Kehrig et al., 2001
Mugil sp.	Detritivoro	Tainha	2010/2011	48	13	3,6±1,8	x	x	x	x	Carvalheira, 2012
Mugil spp.	Detritivoro	Tainha	2008/2009	x	5	6,7 ± 1,3	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Netuma barba	Detritivoro	Bagre	2003	32,8	14	126,1±40,2	x	x	x	x	Rodrigues & Castilhos 2003

Tabela 1 –Continuação.

Orthopristis ruber	Carnívoro	Cocoroca	2005	23,4	20	x	54,6±24,6	x	x	x	Kehrig et al., 2011
Orthopristis ruber	Carnívoro	Cocoroca	2013/2014	x	130	70,0 ± 110	x	x	x	x	Seixas et al., 2019
Sardinella brasiliensis	Planctívoro	Sardinha	2005	17,2	20	x	30,1±2,9	x	x	x	Kehrig et al., 2011
Sardinella brasiliensis	Planctívoro	Sardinha	2008/2009	x	6	27,8 ± 6,3	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Serranus auriga (Dules auriga)	Carnívoro		2008/2009	x	6	66,5 ± 23,9	x	x	x	x	Bisi et al., 2012
Trachinotus carolinus	Onívoro	Pampo	2015/2016	9,5	72	90,0±30,3	74,9±19,4	x	x	x	Vieira, 2019
Trachinotus goodei	Onívoro	Pampo	2015	15,3	22	72,4±24,9	64,8±19,4	x	x	x	Vieira, 2019
Trichiurus lepturus	Carnívoro	Peixe-espada	2005	82	18	x	240,2±113,0	x	x	x	Kehrig et al., 2011
Trichiurus lepturus	Carnívoro	Peixe-espada	dez/2005 e nov/2006	106,3	31	51,0 ± 31,0	x	x	x	x	Cardoso et al., 2009
Trichiurus lepturus	Carnívoro	Peixe-espada	x	x	58	78,0 (+ 0,034)	x	x	x	x	Ferreira et al., 2012
Trichiurus lepturus	Carnívoro	Peixe-espada	x	x	x	78,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2004a
Trichiurus lepturus	Carnívoro	Peixe-espada	x	x	x	38,0 - 210,0	x	x	x	x	Lailson Brito et al., 2006

Tabela 1 –Continuação.

Fígado											
Bagre spp.	Onívoro	Bagre	x	x	x	300,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2004b
Bagre spp.	Onívoro	Bagre	Julho /2004 até agosto/2005	40	14	722,16	158,88	x	x	x	Kehrig et al., 2009
Centropomus undecimalis	Carnívoro	Robalo	Julho /2004 até agosto/2005	32	6	1075,2	376,32	x	x	x	Kehrig et al., 2009
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	x	x	x	200,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2004b
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	2003	x	x	180,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2005
Micropogonias furnieri	Carnívoro	Corvina	Julho /2004 até agosto/2005	39	34	1235,6	383,04	x	x	x	Kehrig et al 2009
Mugil liza	Detritívoro	Tainha	Julho /2004 até agosto/2005	37	35	850,48	76,56	x	x	x	Kehrig et al 2009

Tabela 1 –Continuação.

Mugil liza	Detritivoro	Tainha	2003	x	x	120,0	x	x	x	x	Kehrig et al., 2005a
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	2009/2010	46,1	28	x	x	95,0	x	x	Hauser-Davis et al., 2016
Rim											
Trichiurus lepturus	Carnívoro	Peixe-espada	dez/2005 e nov/2006	106,3	31	6,0 ± 4,0	x	x	x	x	Cardoso et al., 2009
Brânquia											
Mugil liza	Detritivoro	Tainha	2009/2010	46,1	28	X	X	<LOQ–65,0	X	X	Hauser-Davis et al., 2016

A concentração no rim para HgT variou de 6,0±4,0 ng g^{-1} (*Trichiurus lepturus* – Cardoso et al., 2009) a 82,7±66,2 ng g^{-1} (*Genidens genidens* – Rodrigues, 2010), enquanto que nas brânquias variou de < Limite de detecção a 65,0 ng g^{-1} para a espécie *Mugil liza* (Hauser-Davis et al., 2016).

Entre 1997 e 2019 (Figura 1), os anos que tiveram maior número de publicações sobre bioacumulação de metais em peixes da baía de Guanabara foram 2004, 2005 e 2012 (contendo três publicações em cada ano). Ao comparar as duas últimas décadas, observa-se que entre 2000 e 2009, encontramos maior número de trabalhos com peixes do que entre os últimos 10 anos (2010 – 2020).

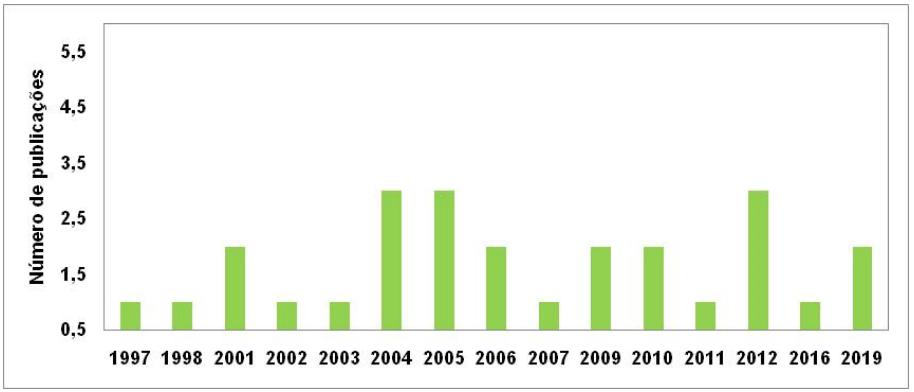


Figura 1: Número de publicações de 1997 até 2019 sobre a bioacumulação de metais na ictiofauna da baía de Guanabara.

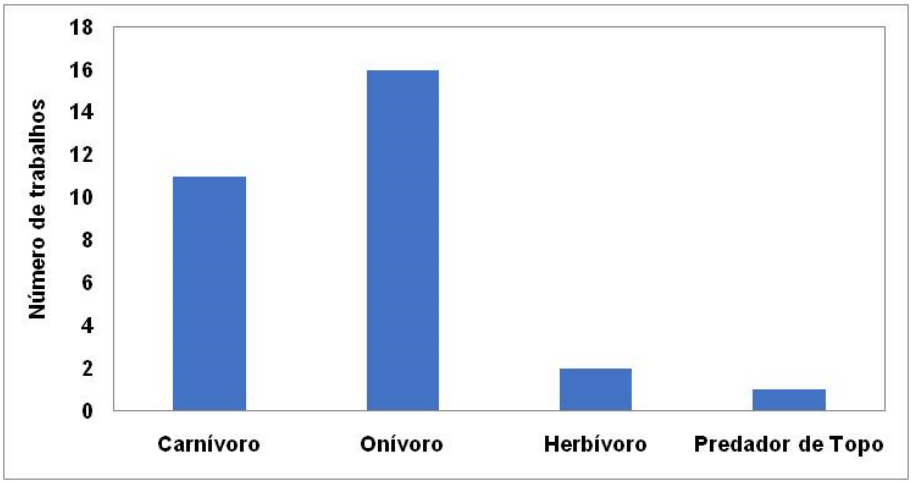


Figura 2: Número de publicações em relação ao hábito alimentar da ictiofauna estudada entre 1997 e 2019, na baía de Guanabara.

O hábito alimentar predominante entre os peixes estudados ao longo dos anos foi o de peixes carnívoros, seguido pelos onívoros, herbívoros e predadores de topo (Figura 2).

Os peixes mais estudados em relação a bioacumulação de metais na baía de Guanabara são os bagres (diferentes espécies), as cocorocas (gênero *Haemulon*), as tainhas (gênero *Mugil*), o peixe-espada (*Trichiurus lepturus*), o robalo (*Centropomus undecimalis*) e a corvina (*Micropogonias furnieri*) (Figura 3). Esta última possui o maior número de publicações, tanto para análise de músculo quanto para fígado, provavelmente por ser um peixe carnívoro, com valor comercial. O maior número de publicações sobre essa espécie ocorreu nos anos de 2004 a 2006 e 2012 (Figura 4).

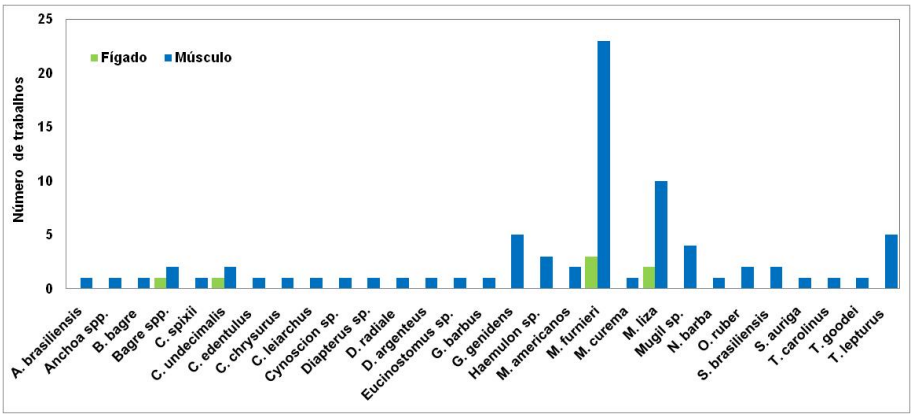


Figura 3: Número de publicações sobre a bioacumulação de metais-traços no músculo e no fígado de diferentes espécies de peixes entre 1997 e 2019, na baía de Guanabara.

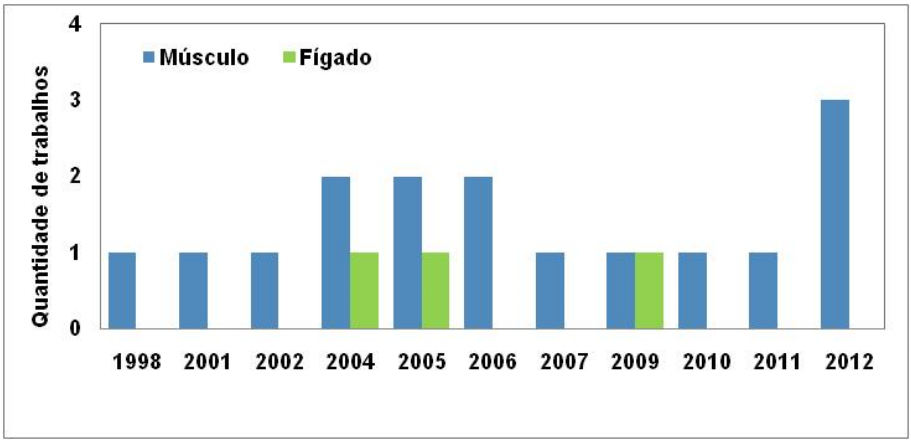


Figura 4: Número de publicações sobre a bioacumulação de metais-traços no músculo e no fígado da corvina, Micropogonias furnieri por ano, na baía de Guanabara.

Do total de 25 trabalhos publicados encontrados sobre bioacumulação de metais tóxicos em peixes da baía de Guanabara, a maioria era sobre Hg (73%). Pouquíssimos trabalhos descreveram as concentrações em tecidos para outros metais (Cd 16%, Pb 8%, As 3% dos trabalhos). Este maior número de publicações pode estar atrelado ao maior potencial tóxico do Hg em si, demandando maior número de trabalhos, bem como o seu maior potencial de biomagnificação trófica, em especial quando na forma de MeHg. Cerca de 40% dos trabalhos sobre o mercúrio, incluíram as determinações de MeHg nas mesmas amostras.

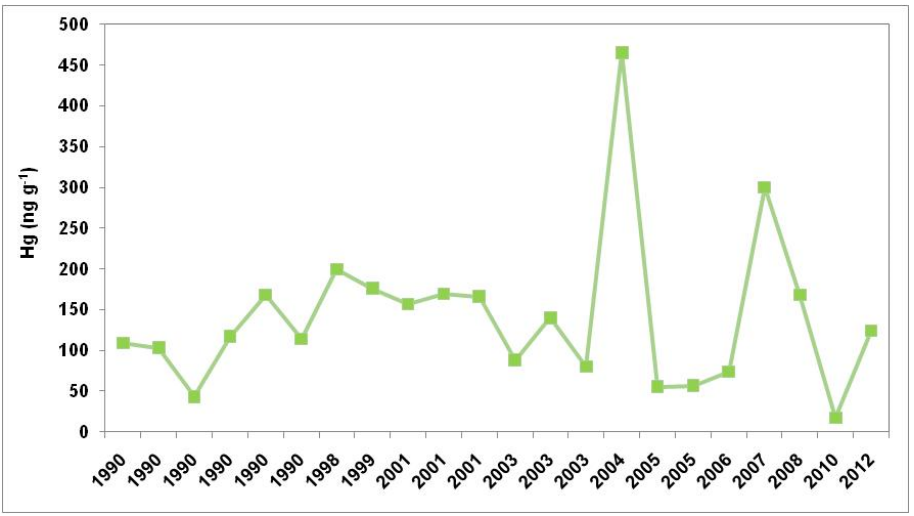


Figura 5: Concentrações de mercúrio total (ng g -1, peso úmido) em músculo de corvina, Micropogonias furnieri entre 1990 e 2012 (anos de amostragem).

A partir dos dados levantados nesta revisão bibliográfica, pode-se construir um início de linha temporal para as concentrações de mercúrio total em músculo de *M. furnieri*. Observou-se que durante todo o período, as concentrações médias descritas foram abaixo do limite estabelecido para consumo humano (vide tabela 1). Concentrações mais altas foram descritas para os anos de 2004 e 2007 (Figura 5), entretanto a maioria das pesquisas reportam valores abaixo de 200 ng g^{-1}, considerados baixos pela literatura mundial.

Para uma melhor observação da tendência de incorporação desse metal por essa espécie ao longo do tempo, normalizou-se a concentração média pelo comprimento total médio dos espécimes amostrados em cada trabalho. Essa normalização é importante para comparações de grupos diferentes em tamanho, visto que diferentes tamanhos podem representar idades diferentes – tempos diferentes de exposição. Com os dados normalizados (Figura 6), pode-se observar

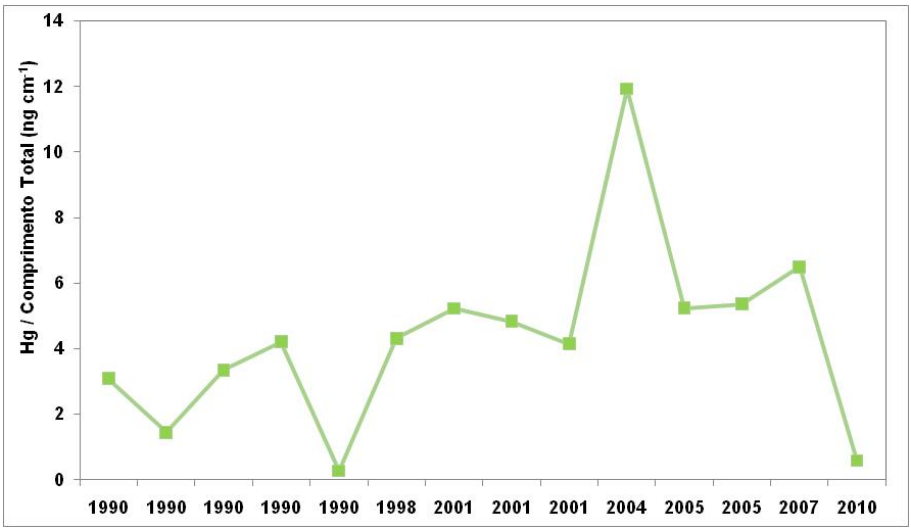


Figura 6: Concentrações de mercúrio total em músculo normalizadas pelo comprimento total (ng cm-1, peso úmido) das corvinas Micropogonias furnieri entre 1990 e 2012 (anos de amostragem) .

uma menor carga de Hg no tecido desses organismos em 2 trabalhos do ano de 1990 e no trabalho de 2010. A maior incorporação ocorreu em 2004. Em média, as corvinas apresentam 5 ng de Hg por cm de comprimento. Para bagres da espécie *Genidens genidens*, valores maiores de incorporação – de 10 a 15 ng de Hg por cm de comprimento total – foram descritos por Rodrigues (2010). Essa menor incorporação da corvina, pode estar relacionada ao fato do seu hábito migratório, onde espécimes adultos podem ter menores concentrações do que espécimes menores, residentes na baía.

No geral, ao longo da evolução da poluição da baía de Guanabara, estudos sobre a contaminação tornaram-se rotina (Rebello et al., 1986; Rego et al., 1993; Baptista Neto et al., 2000; Machado et al., 2008; Rodrigues et al., 2010; Moraes et al., 2012; Abuchacra et al., 2015; Fiori et al., 2018; Vieira et al., 2019). Entretanto, podemos notar um déficit em estudos relacionados à biota, principalmente com a ictiofauna, sendo o maior foco nos sedimentos, com aproximadamente 70 artigos científicos publicados nas três últimas décadas. Estudos feitos com a biota são de extrema importância devido a comercialização e posterior consumo pela população, principalmente estudos que abordem sobre os principais contaminantes, em especial os metálicos, que apresentam alto risco à saúde humana, segundo a WHO (2010).

Na revisão bibliográfica feita no livro "Baía de Guanabara: Síntese do Conhecimento Ambiental", no capítulo que aborda sobre o uso de bioindicadores,

foi possível observar que até o momento da elaboração do livro foram achados apenas 40 trabalhos feitos sobre a concentração dos metais traços na biota da BG (incluindo outros grupos, além de peixes). Na década de 80, a qual teve o menor número de estudos encontrados (apenas 5 documentos) não teve nenhum que tivesse analisado a concentração dos contaminantes na ictiofauna.

Mesmo com o passar dos anos, até os anos 2000 (momento no qual pesquisas sobre a contaminação por Hg teve maior destaque), estudos com peixes continuaram sendo escassos quando comparados com outros organismos, como por exemplo, os bivalves (principalmente a espécie *Perna perna*). A espécie mencionada anteriormente é a mais estudada, com aproximadamente de 40 trabalhos entre 1980 e 2019, e com maior número de elementos analisados em seu tecido (Moraes et al., *2012*).

Após décadas de estudos sobre a concentração de metais traços em músculos de peixes e a consequente comparação com a legislação brasileira, hoje muitos pesquisadores vêm inovando em trabalhos envolvendo diferentes metodologias e aplicabilidade, com a junção de diferentes áreas do conhecimento, para compreender melhor processos que ocorrem quando os metais interagem com a ictiofauna. Como, por exemplo, estudos sobre a ecotoxicologia, a especiação dos metais, modelos de projeções da concentração dos metais em comprimentos chave (ecológica e economicamente), entre outros (Kehrig et al., 2001; 2002; Rodrigues e Castilhos, 2003; Kehrig *et al*., 2009; 2011; Rodrigues *et al.*, 2010; Hauser-Davis et al., 2016; Vieira, 2019).

Por esse motivo, atualmente, torna-se muito importante obter dados referentes à biometria dos peixes, dados esses que quase não eram vistos em trabalhos publicados há algumas décadas atrás (Tabela 2). Esses parâmetros ajudam a compreender melhor processos relacionados aos metais nas diferentes idades dos peixes, já que seu comprimento total, na maioria dos casos, reflete a sua idade (Rodrigues *et al.*, 2010; Vieira, 2019).

Análises de especiação dos metais em ambientes aquáticos vêm ganhando espaço no meio científico, principalmente por fornecer compreensões sobre diferentes processos que ocorrem nesse meio com os elementos químicos, como a reatividade, a mobilidade, a disponibilidade e toxicidade para a biota (Campbell et al., 1995; 2002; Sigg et al., 2006). Portanto, pode-se notar uma evolução em relação aos trabalhos que envolvem a concentração dos metais na biota, assim como nos peixes, na qual anteriormente os principais dados eram apenas sobre a concentração total dos elementos metálicos (Mauro et al., 1997; Kehrig et al.,

2001; 2002; 2004b; Baeta et al., 2004; Kehrig et al., 2005b; Seixas et al., 2005a), enquanto atualmente observa-se um aumento de estudos que envolvem outras espécies químicas dos metais considerados tóxicos. Entretanto, na BG, pouco se fala quando o assunto é a ictiofauna, sendo o maior foco de especiação voltado para o Hg, principalmente para a sua espécie química orgânica, o MeHg. Vieira (2019) encontrou altas concentrações de As, variando de 618,7 a 783,5 ng g^{-1}, chegando próximo ao limite máximo estipulado pela legislação brasileira (1000,0 ng g^{-1} – Anvisa, 2013). Porém, foi analisado apenas a concentração de As total, para compreender melhor a toxicidade é necessário realizar a especiação do As, já que sua forma mais tóxica é a inorgânica.

É necessário compreender o efeito desses contaminantes na biota. Por isso, abordagens ecotoxicológicas vêm sendo aplicadas. Como dito anteriormente, os metais além de apresentar efeitos tóxicos para os seres humanos, podem causar alterações fisiológicas e morfológicas nos próprios peixes e em outros animais, afetando toda a teia alimentar do ecossistema (Olson et al., 1973; Castilhos et al., 2004a; 2004b; Rodrigues, 2006; Rodrigues et al., 2010; Hauser-Davis et al., 2016; Vieira, 2019). Em Rodrigues e colaboradores (2010), efeitos hematológicos e genotóxicos foram descritos para bagres e corvinas da baía de Guanabara, devido a baixo número de hematócritos quando comparado aos da área controle, o que sugere uma anemia não regenerativa.

Devido ao aumento exponencial do impacto antrópico, hoje se torna essencial criar modelos que façam projeções das concentrações dos contaminantes (ex.: metais) tanto no meio abiótico quanto no biótico, pois assim é possível tomar medidas preventivas e criar legislações que evitem um cenário crítico no meio ambiente e para à saúde humana. Vieira (2019) utilizou uma nova abordagem para projetar a concentração de metais tóxicos em idades/comprimentos-chave, com importância econômica e/ou ecológica. Ao utilizar modelos matemáticos para predizer a concentração do As, Cd, Hg e Pb na espécie *Atherinella brasiliensis*, em diferentes comprimentos (comprimento assintótico – 16 cm, de maturidade sexual – 7,2 cm, mínimo para pesca – 10 cm e no mediano – 12,3 cm), observou que todos os metais, exceto o Hg, apresentavam uma tendência de diminuir a concentração em direção ao seu comprimento assintótico (máximo). Rodrigues et al. (2010) observaram a ocorrência de bioacumulação do HgT na espécie *Genidens genidens*, porém quando compararam a bioacumulação nessa espécie entre a baía de Guanabara e a área controle (baía da Ribeira) descreveram uma maior velocidade de bioacumulação nos peixes da baía da Ribeira, possivelmente liga-

da a diferenças nas taxas de crescimento das populações estudadas e/ou a trofia dos ecossistemas (diferenças na biodisponibilidade). E, além disso, estudos posteriores demonstraram que os indivíduos coletados na baía da Ribeira são mais carnívoros do que os encontrados na baía de Guanabara, como consequência da menor biodiversidade (Carvalheira, 2012). Já a espécie *Micropogonias furnieri* coletada na baía de Guanabara apresentou uma curva decrescente, entretanto isso pode estar relacionado ao menor número de espécies analisadas.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através dessa revisão bibliográfica pode-se ver que estudos com peixes sempre foram escassos na BG, provavelmente devido ao esforço e custo amostral. Porém, é uma linha de pesquisa extremamente importante, tanto em relação ao equilíbrio do ecossistema como pela capacidade de afetar à saúde humana. Principalmente porque cada vez mais os corpos hídricos recebem cargas de rejeitos domésticos e industriais com altas concentrações de contaminantes. Então, a realização de mais estudos com a ictiofauna deve ser priorizada, não só analisando a concentração dos metais em seus órgãos, mas também compreendendo a dinâmica, transformação, biodisponibilidade e efeitos tóxicos. Para isso, a padronização de coletas e metodologias é necessária, pois foi observado que existem várias lacunas entre os estudos, impossibilitando ou dificultando a comparação entre os diferentes trabalhos já realizados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abuchacra, P.F.F., Aguiar, V.M.C., Abuchacra, R.C., Baptista Neto, J.A., Oliveira, A.S., 2015. Assessment of bioavailability and potential toxicity of Cu, Zn and Pb, a case study in Jurujuba sound, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Pollution Bulletin. 100, 414–425. Https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.012

Andrade, M.G. 2011. Elementos-traço As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se e Zn em latossolos e plantas de milho após treze aplicações anuais de lodo de esgoto. (Tese de doutorado) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Campus de Jaboticabal, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho."

ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária, 2013. Rdc n° 42 de 29 de agosto de 2013. Diário of. Da união 33.

Ashraf, M.A., Maah, M.J., Yusoff, I. 2012. Bioaccumulation of heavy metals in fish species collected from former tin mining catchment. International Journal of Envi-

ronmental Research. 6, 209–218.

Azevedo, F.A., Chasin, A.A. DA M. 2003. As bases toxicológicas da ecotoxicologia. Rima, São Paulo.

Baeta, A.P., Kehrig, H.A., Moreira, I., Seixas, T.G., Malm, O. 2004. Mercury concentration along the last thirteen years in fish from Guanabara bay, Brazil. 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Ljubjana, SL.

Baptista Neto, J.A., Smith, B.J., McAllister, J.J. 2000. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba sound, Southeast Brazil. Environmental Pollution. 109, 1–9. Https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)-00233-x

Barcellos, C. 1995. Geodinâmica de cádmio e zinco na baía de Sepetiba. (Tese de doutorado) Departamento de Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Barra, C.M., Santelli, R.E., Abrão, J.J., Guardia, M.L. 2000. Especiação de arsênio - uma revisão. Quimíca Nova, 23, 58–70.

Begon, M., Townsend, C.R., Haper, J.L. 2007. Ecologia: de indivíduos a ecossistemas, 4th Ed. Artmed, Porto Alegre.

Beltran-Pedreros, S., Zuanon, J., Leite, R.G., Peleja, J.R.P., Mendonça, A.B., Forsberg, B.R. 2011. Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an amazon floodplain lake. Neotropical Ichthyology. 9, 901–908. Https://doi.org/10.1590/s1679-62252011000400022

Bisi, T.L., Lepoint, G., Azevedo, A.D.F., Dorneles, P.R., Flach, L., Das, K., Malm, O., Lailson-Brito, J. 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in brazilian tropical coastal food webs. Ecological Indicators 18, 291–302. Https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.015

Bruggeman, W.A. 1982. Hidrophobic interactions in the aquatic environment., In: Hutzinger, O. (Ed.), The Handbook of Environmental Chemistry. Spring-Verlag, p. 205.

Campbell, P. G. C. 1995. Interactions between trace metals and aquatic organisms: a critique of the free-ion activity model. In: Tessier, A., Turner, D. R., (Eds), Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Wiley & Sons: Chichester, pp 45-102.

Campbell, P. G. C., Erre´Calde, O., Fortin, C., Hiriart-baer, V. P., Vigneault, B. 2002. Metal bioavailability to phytoplanktons applicability of the biotic ligand model. Comparative Biochemistry and Physiology B, part c, 133, 189-206.

Campos, A. N. 2000. Ensaio de adaptação e utilização de um índice de risco ecológico potencial para controle da contaminação por metais pesados em ambiente costeiro tropical: baía de Guanabara, RJ – Brasil. (Dissertação de mestrado) Departamento de Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Cardoso, T.P., Máralém, E.T., Medeiros, R.J., Tortelly, R., Sobreiro, L.G. 2009. Concentração de mercúrio e análise histopatológica em músculo, rim e cérebro de peixe-espada (Trichiurus lepturus) coletados na praia de Itaipu - Niterói, Rio de Janeiro, Brasil. Ciência Rural 39, 540–546. Https://doi.org/10.1590/s0103-84782008005000062

Carvalheira, R.G. 2012. Contaminação por mercúrio e metas de despoluição da baía de Guanabara, Rio de Janeiro-RJ: Prognóstico de risco ecológico potencial e da bioacumulação em peixes. (Dissertação de mestrado) Departamento de Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Castilhos, Z.C., Bidone, E.D. 2000. Hg biomagnification in the ichthyofauna of the Tapajós river region, Amazônia, Brazil. Bulletin of Environmental Contamination andToxicology. 64, 693–700.

Castilhos, Z.C., Almosny, N., Souto, P.S., Da Silva, L.C.C.P., Linde,

A.R., Bidone, E.D. 2004a. Bioassessment of ecological risk of amazonian Ichthyofauna to mercury. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, v.72, n.4, p.671-679.

Castilhos, Z.C., Pereira, l.C., Almosny, N., Rodrigues-Filho, S., Rodrigues, A.P.C., Villas-Bôas, R., Veiga, M., Beinhoff, C. 2004b. Biochemical and hematological parameters in amazonian fish from aquatic systems affected by gold mining. In: International Conference on Mercury as a Global Pollutant, 7. Ljubljana, SL.

CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 344, de 25 de março de 2004. Dispões sobre as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá outras providências, 2004.

Cordeiro, R.C., Machado, W., Santelli, R.E., Figueiredo, A.G., Seoane, J.C.S., Oliveira, E.P., Freire, A.S., Bidone, E.D., Monteiro, F.F., Silva, F.T., Meniconi, M.F.G. 2015. Geochemical fractionation of metals and semimetals in surface sediments from tropical impacted estuary (Guanabara bay, Brazil). Environmental Earth Science. 74, 1363–1378. Https://doi.org/10.1007/s12665-015-4127-y

FEEMA, Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente. 1991. Qualidade ambiental do ecossistema da bacia hidrográfica da baía de Guanabara em 1990. SEMA/FEEMA.

Ferreira, M., Marsico, E., Marques Jr, A., Borges, S., Clemente, S., Conte Junior, C. 2012. Mercúrio total em pescado marinho do Brasil / total mercury in marine fish traded in Brazil. Revista Brasileira de Ciência Veterinária. Https://doi.org/10.4322/rbcv.2014.077

Fiori, C.S., Rodrigues, A.P.C., Vieira, T.C., Sabadini-Santos, E., Bidone, E.D. 2018. An alternative approach to bioaccumulation assessment of methyl-Hg, total-Hg, Cd, Pb, Zn in bivalve Anomalocardia brasiliana from Rio de Janeiro bays. Marine Pollution Bulletin, 135, 418–426. Https://doi.org/10.1016/j.marpol-

bul.2018.07.045

Fitch, A. 2004. Sublime lead: sublime lead: the biography of a 5000 year the biography of a 5000 years toxic love affair. Loyola University Chicago.

Francesconi, K.A., Lenanton, R.C.J. 1992. Mercury contamination in a semi-enclosed marine embayment: organic and inorganic mercury content of biota, and factors influencing mercury levels in fish. Marine Environmental Research. 33, 189–212.

Freitas, C.E.C., Siqueira-Souza, F.K.S. 2009. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. Revista Agrogeoambiental, 39–45. Https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.064

Hauser-Davis, R.A., Bordon, I.C.A.C., Oliveira, T.F. 2016. Metal bioaccumulation in edible target tissues of mullet (Mugil liza) from a tropical bay in Southeastern Brazil. Journal of Trace Elements in Medicine and biology. Http://dx.doi.org/10.1016/j.jtemb.2016.03.016

Hauser-Davis, R.A., Silva-Junior, D.R., Linde-Arias, A.R., Vianna, M. 2019. Hepatic metal and metallothionein levels in a potential sentinel teleost, Dules auriga, from a Southeastern brazilian estuary. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. Https://doi.org/10.1007/s00128-019-02654-6

Hickman, C.P., Roberts, L.S., Larson, A. 2004. Princípios integrados de zoologia, 11th Ed. Editora Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro.

Hinrichsen, D. 1998. Coastal waters of the world: trends, threats, and strategies. Island Press, Washington DC.

Huckabee, J., Elwood, J., Hildebrand, S. 1979. Accumulation of mercury in freshwater biota., In: Nriagu, J.O. (Ed.), The Biochemistry of Mercury in the Environment. Amsterdan, pp. 277–302.

Jobling, S., Nolan, M., Tyler, C.R., Brighty, G., Sumpter, J.P. 1998. Widespread sexual disruption in wild fish. Environmental Science and Technology. 32, 2498–2506.

Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6, 21–27.

Kasper, D., Botaro, D., Fernandes, E., Palermo, A., Malm, O. 2007. Mercúrio em peixes – Fontes e Contaminação. Oecologia Brasiliensis. 11, 228–239.

Kehrig, H.A.; Malm, O.; Moreira, I. 1998. Mercury in a widely consumed fish Micropogonias furnieri (Demarest, 1823) from four main brazilian estuaries. Science of the Total Environment. 213, 263 - 271. Https://doi.org/https://doi.org/10.1016/s00489697(98)00099-0

Kehrig, H. A., Moreira, I., Malm O., Pfeiffer, W. C. 2001. Especiação e acumulação de mercúrio pela biota da baía de Guanabara – RJ. In: Moraes, R., Crapez, M., Pfeiffer, W., Farina, M., Bainy, A., Teixeira, V. Efeitos de poluentes em organismos marinhos. Arte Ciência Villipress.

Kehrig, H. A., Costa, M., Moreira, I., Malm, O. 2002. Total and methylmercury in a brazilian estuary, Rio de Janeiro. Marine Pollution Bulletin, v. 44, p. 1018–1023.

Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Baeta, A.P., Lailson-Brito, Jr. J., Moreira, I., Malm, O. 2004b. Total mercury, methylmercury and selenium in the livers and muscle os different organisms from a tropical estuary. In: 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant, Ljubljana, SL.

Kehrig, H.A., Seixas, T.G., Baeta, A.P., Lailson-Brito, Jr. J., Moreira, I., Malm, O. 2005a. Selenium, methylmercury and total mercury in different tissues of fishes and dolphins from a polluted tropical estuary. In: XIII International Conference on Hevy Metals in the Environment -June 05-09, Rio de Janeiro, Brazil. Paper 358.

Kehrig, H.A., Costa, M., Moreira, I., Malm, O. 2005b. A study on the contaminantion on fishes and mussel by heavy metals in Guanabara bay -Rio de janeiro. In: XIII International Conference on Hevy Metals in the Environment -June 05-09, Rio de Janeiro, Brazil.

Kehrig, H. A., Seixas, T. G., Palermo, E. A., Baêta, A. P., Castelobranco, C. W., Malm, O., Moreira, I. 2009. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. Environmental Science and Pollution Research, v. 16, p. 10–24.

Kehrig, H.A., Malm, O., Palermo, E.F.A., Seixas, T.G., Baêta, A.P., Moreira, I. 2011. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Quimíca Nova 34, 377–384. Https://doi.org/10.1590/s0100-40422011000300003

Kjerfve, B. 1994. The study on recuperation of the Guanabara bay ecosystem – draft final report. Janeiro de 1994. In: Japan International Cooperation Agency. Kokusai Kogyo Co. LTD.

Lacerda, L.D., Souza, C.M., Pestana, M.H. 1984. Geoquímica de metais pesados em sedimentos não contaminados no estuário do frade, angra dos reis.

Lima, C.A. e Castilhos, Z.C. 2001. Abordagem da dose-resposta para avaliação da contaminação ("drac") por mercúrio em peixes. Estudo de caso: mercúrio em corvinas (Micropogonias furnieri) da baía de Guanabara-RJ. In: Jornada de Iniciação Científica, Rio de Janeiro. Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro.

Lizama, M.L.A.P., Ambrósio, A.M. 2002. Condition factor in nine species of fish of the Characidae family in the upper Paraná river floodplain , Brazil. Brazilian Journal Biology. 62, 113–124.

Machado, W., Carvalho, M.F., Santelli, R.E., Maddock, J.E.L. 2004. Reactive sulfides relationship with metals in sedimentes from in eutrophicated estuary in Southeast Brazil. Marine Pollution Bulletin, v.49, p. 89-92.

Machado, W., Santelli, R.E., Loureiro, D.D., Oliveira, E.P., Borges, A.C., Ka-Ma, V., Lacerda, L.D. 2008. Mercury accumulation in sediments along na eutrophication gradiente in Guanabara bay, Southeast Brazil. Journal of the Brazilian Chemical

Society 19:569-575.

Mantelatto, F.L.M., Avelar, W.E.P., Silva, A.C., Tomazelli, A.C. 1999. Heavy metals in the shrimp Xiphopenaeus kroyeri (Heller, 1862) (Crustacea, Penaeidae) from Ubatuba bay, São Paulo, Brazil. Bulletin Environmental Contamination and Toxicology 62, 152–

Marengoni, N.G., Possamai, M., Gonçalves Júnior, A.C., Oliveira, A.A.M.A. 2008. Performance e retenção de metais pesados de juvenis de tilápia do Nilo em Hapas. Acta Scientiarum Animal Sciences. 30, 351–358.

Mauro, J.B.N., Kherig, H.A., Guimarães, J.R.D., Malm, O. 1997. Metilação e incorporação de mercúrio pela biota da baía de Guanabara (RJ) – Brasil. Anais do VII COLACMAR. Pp.147-148.

MMA, Ministério de Meio Ambiente, 2013. Proposta de termo de referência para identificação, caracterização e mapeamento de áreas de risco ambiental [www document]. MMA. Url http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_p2r2_1/_arquivos/gt_mapeamento.pdf

Moraes, R.B.C., Fernandez, M.A.S., Lailson-Brito, Jr.,J., Lima, E.F.A., Wagener, A.L.R. 2012. Bioindicadores de elementos-traço e micropoluentes orgânicos. In: Meniconi, M.F.G. et al. (Ed) Baía de Guanabara: Síntese do Conhecimento Ambiental – Ambiente e Influência Antrópica, volume l. Rio de Janeiro: Petrobras, 2v.: il.color.

Mósca, N. P. 1980. Concentração de mercúrio nas águas e sedimentos da baía de Guanabara, Rio de Janeiro – RJ – Brasil. (Dissertação de mestrado) Departamento de Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Munthe, J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Driscoll, C.T., Gilmour, C.C., Harris, R., Horvat, M., Lucotte, M., Malm, O. 2007. Recovery of mercury-contaminated fisheries. Ambio 36, 33–44.

Nascimento, J.R. 2014. Avaliação da concentração de metais em camarão-branco litopenaeus schmitti da baía de Sepetiba – RJ, Brasil. (Dissertação de mestrado) Departamento de Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Odum, E.P. 1988. Ecologia, 2th Ed. Rio de janeiro.

Olson, K.R., Bergman, H.L., Fromm, P.O. 1973. Uptake of methyl mercury chloride and mercuric chloride by trout: a study of uptake pathways into the whole animal and uptake by erythrocytes in vitro. Journal of the Fisheries Research Board Canada 30, 1293–1299.

Pereira, E., Baptista-Neto, J. A., Smith, B. J., McAllister, J. J. 2007. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara bay sediments – Rio de Janeiro / Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 79, n. 4, p. 739-750.

Pereira, R.C. e Gomes, A.S. 2002. Biologia marinha. Rio de janeiro: Interciência, 382p.

Pfeiffer, W.C., Lacerda, L.D., Van Weerelt, M., Carbonell, N. 1982. Chromium in water, suspended particles, sediments and biota in the Irajá river estuary. Environmental Pollution 4:193-205.

Pinto, A. P. F. 1995. Geoquímica do mercúrio em perfis sedimentares de manguezais da baía de Guanabara – Rio de Janeiro – Brasil. (Dissertação de mestrado). Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense.

Quentel, C., Obach, A. 1990. La composition cellulaire des organes hématopoétiques du bar, dicenlralrarchus labrax l. Lchtyophysiol. Acta 13, 59–70.

Rebello, A.L., Haekel, W., Moreira, I., Santelli, R., Schroeder, F. 1986. The fate of heavy metals in na estuarine tropical system. Marine Chemistry 8:215-225.

Rego, V.S., Pfeiffer, W.C., Barcellos, C.C., Rezende, C.E., Malm, O., Souza, C.M.M. 1993. Heavy metal transport in the Acarí-São João de Merití river system, Brazil. Environmental technology 14:167-174.

Renzoni, A., Zino, F., Franchi, E. 1998. Mercury levels along the food chain and risk for exposed populations. Environmental Research. 77, 68–72.

Rodrigues, A. P. C. e Castilhos, Z. C. 2003. Avaliação de risco ecológico em ecossistemas aquáticos contaminados por mercúrio. Estudo de caso: Ilha das Enxadas, baía de Guanabara, RJ. In: Jornada de Iniciação Científica, Rio de Janeiro. Centro de Tecnologia Mineral, Rio de Janeiro.

Rodrigues, A. P. C. 2006. Avaliação de risco ecológico associado à Contaminação mercurial em dois estuários do estado do Rio de Janeiro: baía de Guanabara e baía da Ribeira. (Dissertação de mestrado). Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Rodrigues, A.P.C., Carvalheira, R.G., Cesar, R.G., Bidone, E.D., Castilhos, Z.C., Almosny, N.R.P. 2010. Bioacumulação de mercúrio em quatro espécies de peixes tropicais oriundos de ecossistemas estuarinos do estado do Rio de Janeiro, Brasil Anuário do Instituto Geociências 33, 54–62.

Rodrigues, A.P.C. 2010. Biomarcadores para avaliação de risco ecológico de mercúrio em peixes: sistema costeiro do estado do Rio de Janeiro e bioensaios. (Tese de doutorado) Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Russ, A., Schaanning, M., Øxnevad, S., Hylland, K. 2005. Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. Aquatic Toxicology. 72, 273–292.

Seixas, T.G., Kehrig, H.A., Moreira, I., Malm, O. 2005a. Heavy metals and selenium in the muscle tissues of two coastal brazilian fishes. XIII International Conference on Heavy Metals in the Environment, Rio de Janeiro, RJ, Brazil. Paper 378.

Sigg, l., Black, F., Buffle, J., Cao J., Cleven, R., Davison, W., Galceran, J., Gunkel, P.,

Kalis, E., Kistler, D., Martin, M., Noël, S., Nur, Y., Odzak, N., Puy, J., Van Riemsdijk, W., Temminghoff, E., Tercier-Waeber, M.L., Toepperwien, S., Town, R.M., Unsworth, E., Warnken, K.W., Weng, L., Xue, H., Zhang, H. 2006. Comparison of analytical techniques for dynamic trace metal speciation in natural freshwaters. Environmental Science andTechnology, 40, 1934-1941.

Ullrich, S.M., Tanton, T.W., Abdrashitova, S.A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. Critical Reviews in Environmental Science Technology 31, 241–293. Https://doi.org/10.1080/20016491089226

Van Der Oost R, Beyer J, Vermeulen NPE. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. Environmental Toxicology and Pharmacology, 13:57–149

Vieira, T.C. 2019. Cinética de bioacumulação e biomagnificação trófica de metais pesados em espécies de peixes de praias arenosas sob influência da baía de Guanabara. (Dissertação de mestrado) Departamento de Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói.

Vos, J.G., Dybing, E., Greim, H.A., Ladefoged, O., Lambré, C., Tarazona, J.V., Brandt, I., Vethaak, A.D. 2000. Health effects of endocrine disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the european situation. Critical Reviews Toxicology. 30, 71–133.

Wasserman, J. C., Freitas-Pinto, A. A. P., Amouroux, D. 2000. Mercury Concentrations in sediment profiles of a degraded tropical coastal. Environment. Environmental Technology, v.21, p.297-305.

WHO, 1990. Methylmercury. Environmental Health Criteria. Gênova.

WHO, 2010. Ten chemicals of major public health concern [www document]. Organ. World Heal. Url http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/chemicals_phc/en/. Acessado em 30/09/2019

ORGANISMOS BENTÔNICOS DA BAÍA DE GUANABARA

Abílio Soares-Gomes
Bernardo A.P. da Gama

A Baía de Guanabara (BG) é cercada por uma topografia diversificada que faz parte de sua bacia de drenagem. Os rios que drenam para a BG pelas escarpas da Serra do Mar e outras elevações costeiras apresentam um papel relevante na formação de alguns habitats bentônicos da baía. Nas áreas onde os rios encontram as águas da baía formam-se estuários internos e deltas, em cujas margens ocorriam uma extensa franja de manguezais, hoje mais restrita à porção nordeste da baía (90 km^2) devido a ação antrópica. Outros habitats bentônicos da baía são as marismas (75 km^2), as praias arenosas (47 unidades), as ilhas (65 unidades), os costões rochosos com suas áreas expostas e submersas e um extenso fundo submerso (infralitoral) formado por sedimentos não consolidados.

1. A DIVERSIDADE DE HABITATS DE SUBSTRATO CONSOLIDADO NA BAÍA DE GUANABARA

Os habitats de substrato duro ou consolidado compreendem não somente costões rochosos, mas essencialmente qualquer estrutura rígida, natural ou artificial, na qual organismos bentônicos de substrato duro possam habitar. A BG apresenta uma infinidade de costões rochosos, intercalados com praias e, ao norte da baía, com manguezais. Além dos costões que podemos observar nos cantos de praticamente todas as praias da baía, rochas presentes em ilhas, ilhotas e lajes parcialmente submersas também constituem habitats naturais. Não obstante, desde o início da colonização portuguesa no século XVI, pela própria necessidade de defender a costa de invasores de outras nações europeias, iniciou-se a construção de fortes de pedra sobre os lajeados e costões da entrada e interior da BG (**Figura 1**). De lá para cá, inúmeros costões rochosos foram soterrados por aterros e assoreamento, construções de residências, portos, terminais, bases navais, marinas particulares e públicas, clubes navais e píeres, entre outros.

Figura 1. Mapa do Rio de Janeiro confeccionado entre 1582 e 1585. Nesta época já existia o forte da Ilha de Villegagnon (iniciado em 1555). Fonte: Costa (1988).

2. OS COSTÕES DA BAÍA

Uma estimativa da área total de costões rochosos da Baía de Guanabara sugeriu um total de apenas 3 km^2 (Amador, 2013). Uma estimativa atualizada, baseada em imagens de satélite (**Figura 2**) amplia esta área para cerca de 350 km^2, com 164,2 km de extensão de costões rochosos, píeres, portos, marinas, bases navais, estaleiros, terminais, pilares de ponte (como os da ponte Presidente Costa e Silva, que une as cidades do Rio de Janeiro e Niterói), molhes, etc. Deste total, apenas 55% são constituídos por substratos naturais, sendo que o restante é compreendido por estruturas feitas pelo homem (substratos artificiais), sobre antigos costões rochosos ou mesmo sobre aterros.

Figura 2. Mensuração da extensão (km) dos costões rochosos da Baía de Guanabara. O traçado de todos os habitats de substrato consolidado foi tomado trecho a trecho, em toda a Baía de Guanabara, desde o Forte Santa Cruz (Niterói) até o Forte São João (Rio de Janeiro) Fonte: Google Earth Pro.

3. OS SUBSTRATOS DUROS NATURAIS: COSTÕES ROCHOSOS

A longa herança geológica da baía compreende uma série de costões rochosos naturais, normalmente os prolongamentos submersos dos inúmeros morros costeiros que circundam a BG. Um mesmo costão pode ter uma porção

permanentemente (infralitoral) ou periodicamente submersa (região entremarés), localizada entre os limites das preamares e baixa-mares de sizígia, as quais ocorrem durante as fases da lua cheia e nova, quando a amplitude das marés é maior - 1,3 m). Acima da região entremarés, temos ainda a zona supralitoral, região sob influência de respingos de água do mar, ainda ocupada por organismos marinhos. Ao conjunto de infralitoral (sempre submerso), entremarés e supralitoral (nunca submerso) dá-se o nome de região litoral. Fazem parte desta região também inúmeros lageados e grandes blocos rochosos decorrentes da erosão dos costões e morros da BG.Estes costões rochosos, ecossistemas de fácil acesso, fazem parte da própria história da ocupação humana da BG, que precede em milênios a chegada dos europeus. Parecem sempre ter sido fonte de alimentos e outros recursos, a julgar pela extensa presença de conchas de habitantes dos costões nos sambaquis (sambaqui em tupi significa "monte de conchas"), sítios arqueológicos importantes formados há até 8 mil anos atrás.

4. SUBSTRATOS DUROS ARTIFICIAIS

Apesar dos costões rochosos serem considerados hoje como Áreas de Preservação Permanente (APP), estes foram alvo de inúmeras intervenções, desde a construção de habitações, píeres particulares e públicos e outras edificações até o soterramento para a construção de aterros, comum na fase de expansão das cidades do entorno da BG. Fazem parte dos substratos duros artificiais, construções feitas com rochas, tais como molhes, paredões, alguns píeres e fortalezas em toda a orla atual da baía, da boca até o seu interior, e diversas ilhas. Outras construções que constituem verdadeiros costões artificiais são feitos de concreto, tais como os pilares da ponte Rio-Niterói, píeres, portos, paredões e marinas.

5. SUBSTRATOS DUROS ARTIFICIAIS MÓVEIS: CASCOS DE NAVIOS E PLATAFORMAS DE PETRÓLEO

As chamadas *obras vivas* de uma embarcação são compreendidas pela porção submersa do casco de um barco, ou seja, toda a parte abaixo da linha d'água. Embarcações que usam ancoradouros permanentes no interior da BG (em marinas, enseadas e iate clubes, por exemplo), sem tintas anti-incrustantes ou com as mesmas em final de ciclo (isto é, com tintas anti-incrustantes aplicadas há tanto tempo que já perderam a eficácia e, portanto, com o casco incrustado)

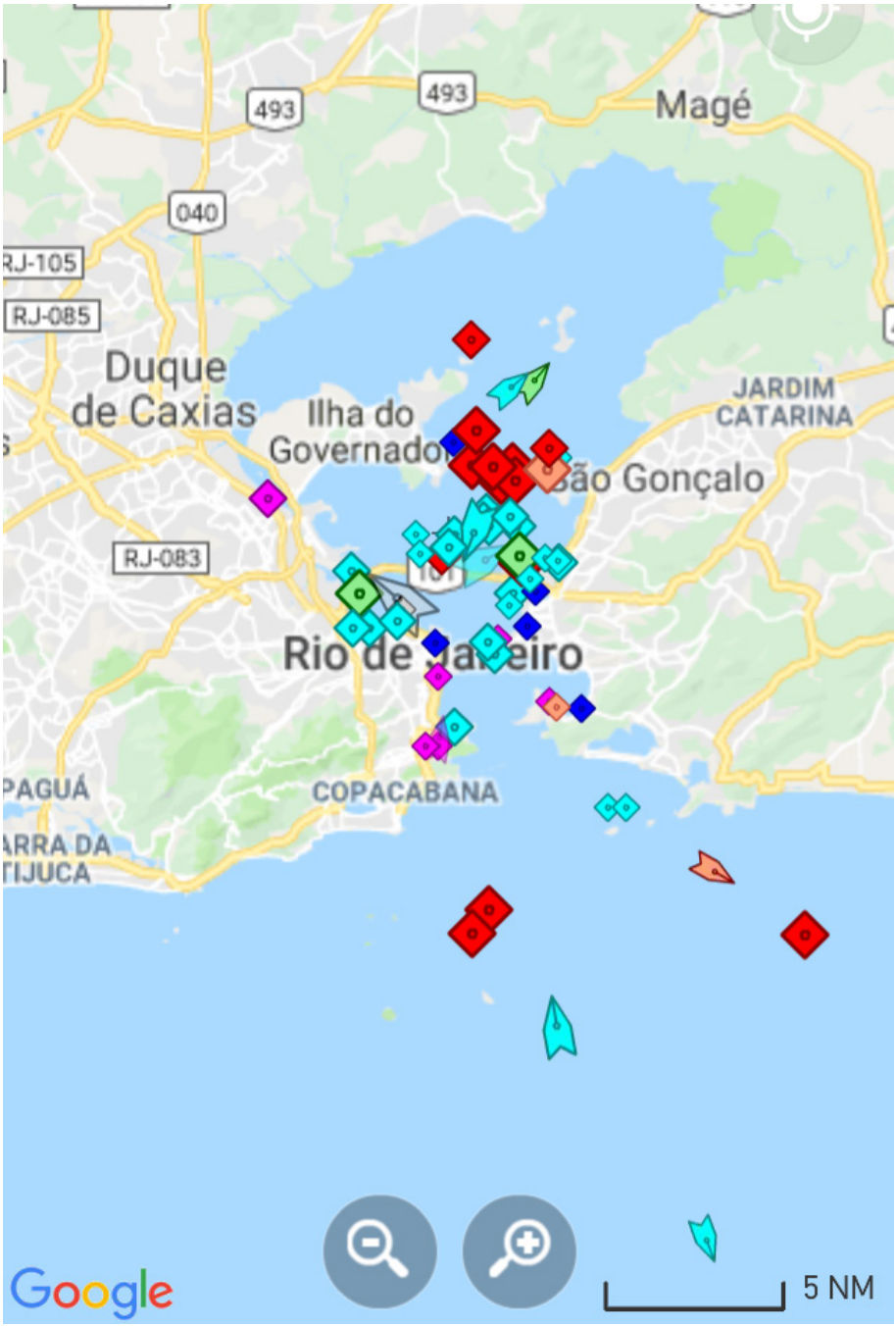


Figura 3. Mapa da Baía de Guanabara com cerca de 140 embarcações presentes no dia 24 de agosto de 2019, indicadas pelos símbolos coloridos, correspondentes a diferentes tipos de embarcações, de rebocadores a grandes navios cargueiros, petroleiros e plataformas de petróleo (www.marinetraffic.com).

atuam como substrato consolidado para as múltiplas espécies de organismos incrustantes com formas de dispersão (larvas, gametas, esporos, etc.) disponíveis no plâncton, tanto nativas quanto exóticas.

Além destas, temos todas aquelas embarcações e plataformas que não possuem embarcadouro permanente na BG, mas que nela permanecem temporariamente. Em um dado instante, a BG abriga uma média de 140 navios (**Figura 3**), incluindo cargueiros, petroleiros, plataformas de exploração de petróleo e gás, rebocadores e outras embarcações de serviço (**www.marinetraffic.com**). Como mencionado anteriormente, quando estas apresentam tintas ou outro sistema anti-incrustante ineficaz, seus cascos servirão como base para uma comunidade incrustante diversificada e muitas vezes composta por uma mistura de organismos marinhos bentônicos de substrato consolidado nativos e exóticos/invasores. O fluxo constante destas estruturas entre a BG e as plataformas *offshore* de exploração de petróleo e gás nas bacias da costa do estado do Rio de Janeiro e adjacências (Bacias de Campos, Santos e do Espírito Santo, por exemplo) acabam atuando como uma espécie de passarela de substratos artificiais, um vetor importante na introdução de espécies incrustantes exóticas, que podem se dispersar e se estabelecer em áreas onde naturalmente não ocorreriam, se tornando bioinvasores. Contribuem para este cenário também navios de serviço, navios-sonda e outras embarcações que circulam entre a baía e as plataformas *offshore*, as quais constituem verdadeiros arquipélagos artificiais na costa brasileira. Muitas destas embarcações também circulam em águas internacionais, potencialmente transportando espécies exóticas para a costa brasileira.

Além das espécies exóticas, que podem se tornar bioinvasoras, competindo por espaço ou outros recursos com espécies nativas (**Tabela 1**), outras ameaças historicamente documentadas às comunidades marinhas de substrato consolidado da BG incluem aterros, derrames de petróleo e outras substâncias químicas, poluição por esgoto doméstico ou esgoto industrial, assoreamento, construções e a exploração exagerada (por exemplo, por marisqueiros para obtenção de mexilhões Perna *perna*).

Tabela 1. Lista não-exaustiva das espécies exóticas ou criptogênicas (isto é, cuja origem é desconhecida) presentes nas comunidades marinhas de substrato consolidado da Baía de Guanabara.

Grupo / Espécie	Distribuição Mundial	Ocorrência no Brasil
Porifera		
Paraleucilla magna Klautau, Monteiro & Borojevic, 2004	Espanha, Itália, Brasil	Sul e Sudeste (Rio de Janeiro a Santa Catarina)
Ectoprocta		
Schizoporella errata (Waters, 1878)	Atlântico, Pacífico ocidental, Mediterrâneo e Mar Vermelho, Brasil	Rio de Janeiro
Annelida		
Branchiomma luctuosum (Grube, 1870)	Mar Vermelho, Mediterrâneo, Argentina, Brasil	Sudeste
Hydroides elegans (Haswell, 1883)	Trópicos e subtrópicos	Rio de Janeiro
Mollusca		
Saccostrea cucullata (Born, 1778)	África, Indopacífico, Mediterrâneo, Mar Vermelho, Brasil	Rio de Janeiro
Isognomon bicolor (C.B. Adams, 1845)	Bermudas, EUA, Bahamas, Caribe, Ilhas Virgens, Colômbia, Venezuela, Brasil	Norteste, Sudeste e Sul (Rio Grande do Norte a Santa Catarina
Perna perna (Linnaeus, 1758)	Trópicos e subtrópicos do Atlântico e Índico, Mediterrâneo, Brasil	Nordeste (Rio Grande do Norte), Sudeste e Sul (Espírito Santo ao Rio Grande do Sul)
Perna viridis (Linnaeus, 1758)	Pacífico, Ásia, Brasil	Rio de Janeiro
Arthropoda		
Megabalanus coccopoma (Darwin, 1854)	Califórnia ao Peru, Galápagos, Nova Caledônia, Ilhas Maurício e Brasil	Sudeste
Megabalanus vinaceus (Darwin, 1858)	Panamá	Baía de Guanabara
Amphibalanus reticulatus (Utinomi, 1967)	Japão e Indopacífico, introduzida no Pacífico Oriental, ambos os lados do Atlântico e Mediterrâneo.	Pernambuco, Bahia, Rio de Janeiro e Paraná

Tabela 1. Continuação.

Amphibalanus eburneus (Gould, 1841)	Atlântico ocidental, do Golfo do Maine à Venezuela. Introduzida em todo o mundo e invasora no Atlântico nordeste, Índico, Pacífico noroeste e nordeste. Em 2000, foi descrita como estabelecida na costa pacífica dos EUA (Colorado Lagoon, Long Beach, California).	Pernambuco, Rio de Janeiro e São Paulo
Amphibalanus amphitrite (Darwin, 1854)	Mundial exceto oeste da África	Brasil
Balanus trigonus (Darwin, 1854)	Oceanos Pacífico e Índico, incluindo Japão, da Califórnia ao Peru, Austrália, Mar Vermelho, sul da África. Introduzida na bacia do Atlântico, com 1º registro no Brasil (1867). Atualmente em ambas as costas do Atlântico e no Mediterrâneo. Na costa Atlântica, EUA, da Flórida à Carolina do Norte, Golfo do México, Louisiana e Texas.	Brasil
Chordata: Tunicata: Ascidiacea		
Styela plicata (Lesueur, 1823)	Regiões tropicais e temperadas	Nordeste até o Sul (Bahia até Santa Catarina
Ciona intestinalis (Linnaeus, 1767)	Groenlândia, Estreito de Davis, leste do Canadá, EUA. (Nova Inglaterra,California),Chile (Estreito de Magalhães), Ilhas Svalbard, Islândia, Ilhas Faroe, Noruega, Suécia, Dinamarca, Holanda, Escócia, Inglaterra, Espanha, Marrocos, Cabo Verde, Senegal, Angola, África do Sul.	Rio de Janeiro, São Paulo
Clavelina oblonga Herdman, 1880	EUA (Flórida e Carolina do Sul), Golfo do México, Mar do Caribe (Guadalupe, Curaçao, Aruba), Bermudas, Açores, Senegal, Estreito de Gibraltar	Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina

Tabela 1. Continuação.

Phallusia nigra (Savigny, 1816)	Bermudas, EUA (Flórida), Cuba, Jamaica, Haiti, Porto Rico, St. Thomas, Granada,Guadalupe, St. Martin, St. Croix, St. Vincent, Belize, Panamá, Curaçao, Bonaire, Venezuela, Guiné, Angola.	Ceará, Alagoas até São Paulo
Diplosoma listerianum (Milne-Edwards, 1841)	Bermudas, EUA (Carolina do Sul, Flórida), Belize, Jamaica, Porto Rico, Guadalupe, Saint Thomas, Aruba, Curaçao, Bonaire, Panamá,Venezuela, Guiana, Suriname, Noruega, Alemanha, Ilhas Shetland, Escócia, Inglaterra, Irlanda, França, Espanha, Portugal, Açores, Marrocos, Senegal, Gana, Namíbia, África do Sul	Rio Grande do Norte até Santa Catarina
Botrylloides giganteum (Pérès, 1949)	Senegal e Golfo do México	Espírito Santo até São Paulo, Santa Catarina

Fontes: World Register of Marine Species (www.marinespecies.org), Julio et al. (2012),Schwan et al. (2015); Silva et al. (2015), Soares-Gomes et al. (2016), de Messano et al. (2019), Rocha et al. (2012a) e Rocha et al. (2012b), Oliveira (1946; 1950), Simões (1981), Peréz-Portela et al. (2013), Granthom–Costa et al. (2016), Granthom-Costa (2017), Oricchio et al. (2019).

6. OS ORGANISMOS TÍPICOS DOS SUBSTRATOS CONSOLIDADOS DA BAÍA

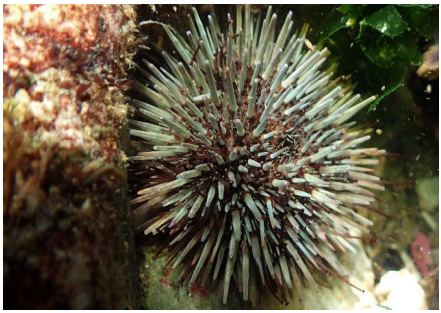
A BG tem sido alvo de inúmeros estudos e monitoramentos ambientais desde os anos 1950 e mais recentemente a comunidade de organismos bentônicos de substrato consolidado vem sendo monitorada desde 2010 em três pontos distintos (Praia Vermelha, externa à baía, Praia de Boa Viagem e Ilha de Paquetá) como parte de um Programa Ecológico de Longa Duração (PELD Guanabara) coordenado pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Tipicamente, o supralitoral dos costões da BG apresenta um biofilme de cianofíceas, o pequeno molusco gastrópode *Echinolittorina* (=*Littorina*) ziczac, em certas áreas, acompanhada ou substituída pelo também gastrópode *Littoraria flava* e a extremamente ágil barata da praia, o crustáceo *Ligia exotica.* Nesta zona inicia-se também a faixa de ocor-

rência da craca *Chthamalus bisinuatus*, extremamente tolerante a longos períodos de dessecação.

Na região entremarés superior, além de *C. bisinuatus*, encontramos usualmente uma zona distinta escura, constituída predominantemente por bancos densos do pequeno bivalve *Mytilaster* (= *Brachidontes*) solisianus. Aqui observa-se também o início da ocorrência de caranguejos, predominantemente o herbívoro Pachygrapsus transversus, e das algas das quais se alimenta, tipicamente as algas verdes (*Chlorophyta*) do complexo *Ulva*, mas também uma infinidade de outras espécies típicas desta zona, em pequenas poças ou no início de sua distribuição, que se estende até o infralitoral.

Abaixo de Mytilaster, na região entremarés intermediária a inferior, observam-se diversas outras cracas, como Tetraclita stalactifera e espécies de Amphibalanus e Balanus, moluscos bivalves como ostras nativas (*Crassostrea rhizophorae*) e invasoras (*Saccostrea cucullata*), o bivalve invasor *Isognomon bicolor* e o início das faixas de ocorrência de uma diversidade de outras espécies, como o moluscos gastrópodes *Stramonita haemastoma*, ou corogondó, um predador natural do mexilhão marrom (Perna *perna*) e espécie indicadora de poluição por organoestanhos gastrópodes achatados como Lottia (= *Collisella*) subrugosae, mais abaixo, *Fissurellaclenchi*. Uma diversidade crescente de macroalgas e invertebrados marinhos é encontrada desta região até o infralitoral, incluindo algas coralináceas crostosas (Rhodophyta, Corallinaceae), anêmonas-do-mar (tipicamente *Bunodosoma caissarum*), esponjas, briozoários (*Bugula neritina*), ascídias solitárias (*Styela plicata*) e coloniais (Botrylloides, Didemnum), anelídeos poliquetas sésseis (famílias Serpulidae, Spionidae, Sabellidae, etc.) e vágeis, ouriços-do-mar (o lento *Echinometra lucunter*, entre outras espécies), estrelas-do-mar e holotúrias (pepinos-do-mar) são encontrados a partir desta região até o infralitoral, assim como inúmeros outros organismos, incluindo até mesmo peixes bentônicos como a maria-da-toca (família Blenniidae), cavalos-marinhos (*Hippocampus reidi)*, caranguejos-aranha (*Stenorhyncus seticornis*) entre outras espécies típicas do infralitoral.

Os primeiros levantamentos publicados sobre a flora de macroalgas marinhas bentônicas da BG foram publicados por Yoneshigue-Valentin no início da década de 1970 e contrastados 30 anos depois pela mesma autora em colaboração com Taouil, constatando-se o desaparecimento de 30 táxons, especialmente entre as algas pardas (Ochrophyta), embora 17 novos táxons tenham sido encontrados. Segundo Gestinari & Yoneshigue-Valentin (2018), experimentos com o crescimento de propágulos de macroalgas na BG realizados por Carneiro entre 2004 e 2005, à luz dos levanta-



A

B

C

D

E

F

Figura 4. Imagens de organismos bentônicos nativos da Baía de Guanabara.
A= o ouriço Paracentrotus gaimardi; a anêmona do mar Bunudosoma caissarum; o siri azul Callinectes sp; D= a craca Chthamalus bisinuatus; E= o caramujo do mar Stramonita brasiliensis; F= polychaeta Eunicidae. Créditos: A-C (Eduardo Almeida); D-F (Fabio Bettini Pitombo).

A

B

C

D

E

Figura 5. Imagens de organismos bentônicos invasores da Baía de Guanabara.
A= o polychaeta Branchiomma luctuosum; B= o siri capeta Charybdis hellerii; C= a ascídia Styella plicata; D= a craca Megabalanus cocopoma; E= Saccostrea cucullata. Créditos: A-C (Eduardo Almeida), D (Fabio Betini Pitombo), E (Bernardo Antonio Perez da Gama).

mentos pregressos, revelaram uma redução acentuada da riqueza de algas vermelhas (Rhodophyta), a quase total ausência de algas pardas (Ochrophyta) e um consequente incremento na abundância das algas verdes (Chlorophyta). A figura 4 mostra algumas espécies bentônicas nativas que habitam os costões rochosos da BG.

7. AS COMUNIDADES DE SUBSTRATO DURO DA BAÍA COMO MODELO ECOLÓGICO

Se por um lado a elevada carga de poluição orgânica da BG é uma ameaça para as comunidades marinhas, por outro lado, permite um rápido crescimento dos organismos de substrato consolidado, especialmente os sésseis, filtradores e suspensívoros. Isto torna a baía um excelente laboratório natural para estudos ecológicos com substratos artificiais, que, devido à sua enorme diversidade filética (i.e., de grandes grupos), representam uma forma inigualável de testar modelos ecológicos relacionados à manutenção da diversidade de espécies (como a Hipótese do Distúrbio Intermediário ou IDH), bioinvasões e suas relações com outros fatores ecológicos, tais como predação, distúrbios e produtividade primária ou nutrientes.

As comunidades incrustantes (comunidades marinhas de substrato duro, também chamadas de bioincrustação marinha) têm sido estudadas na BG desde os anos 1960-70, principalmente em painéis de compensado naval, inicialmente utilizados para estudos clássicos com organismos perfurantes de madeira. Posteriormente, estudos mais complexos começaram a testar os efeitos de outros fatores, bióticos e abióticos, isolados ou em combinação, sobre estas comunidades, tais como: a predação, distúrbios físicos de diferentes intensidades e distúrbios físicos em diferentes frequências combinados a tratamentos de incremento de nutrientes. Também foram alvo de estudos replicados em escala global, como os que investigaram os possíveis efeitos da microtopografia de mexilhões de diversas partes do mundo na prevenção da bioincrustação ou a persistência de comunidades incrustantes nativas e transplantadas, uma abordagem essencial para a compreensão do fenômeno das bioinvasões mediadas pela bioincrustação. Este tópico é o alvo atual do projeto *GloFouling*, da Organização Marítima Internacional (IMO), que visa adotar boas práticas para prevenir novas bioinvasões mediadas pelos cascos de navios e outras estruturas feitas pelo homem. A **figura 5** mostra algumas espécies invasoras que colonizam os substratos da BG.

8. SUBSTRATOS NÃO CONSOLIDADOS

Os fundos infralitorais sedimentares apresentam uma fauna bentônica (bentos – organismos que habitam os diversos substratos marinhos ou de água doce) cuja riqueza se assemelha a de outras baías da costa brasileira – costumam ser empobrecidas em comparação com o bentos dos mares adjacentes. Os moluscos, os poliquetas, os crustáceos e os foraminíferos estão entre os grupos zoológicos mais bem estudados da BG até o momento. Dentre os representantes do macrobentos (organismos > 0,5 mm) os moluscos são os mais ricos em espécies (113), em especial os bivalves (67), no qual os abundantes mexilhões que ocorrem nos costões estão incluídos. O segundo grupo mais especioso é o dos crustáceos, que somam 91 espécies, sem contar aqueles que ocorrem exclusivamente nos manguezais da região. Excetuando-se os microcrustáceos, cuja biodiversidade ainda é pouco conhecida, os caranguejos xantídeos (13 espécies) e os siris portunídeos (11 espécies) são as famílias mais ricas em espécies e mais abundantes, tendo uma captura ainda expressiva na baía. O terceiro grupo mais especioso são os poliquetas, somando até o momento 77 espécies catalogadas. Três espécies de poliquetas costumam dominar numericamente as coletas do macrobentos: *Poecilochaetus australis*, *Spiochaetopterus nonatoi* e *Prionospio heterobranquia*.

As praias da BG são formadas por areias de granulação média a grossa. Nessas praias e fundos adjacentes são encontrados cerca de 139 táxons, sendo os poliquetas, os crustáceos e os moluscos os grupos mais especiosos nestes habitats. Espécies comuns e as vezes abundantes em praias localizadas fora da baía, como os crustáceos *Emerita brasiliensis* (tatuí) e *Atlantochestoidea brasiliensis* (pulga da praia), ocorrem somente nas praias próximas a entrada da baía, sendo geralmente pouco abundantes. Nessas praias ocorre uma dominância do *poliqueta Scolelepis chilensis*, do microscrustáceo *Excirolana brasiliensis* e do tatuí. Em praias localizadas mais no interior da baía ocorrem e predominam espécies típicas de estuários, como o molusco *Heleobia australis* e os poliquetas *Streblospio gynobranchiata*, Saccocirrus grabriellae, *Laenereis culveri* e o complexo de espécies *Capitella capitata*, relacionado com ambientes enriquecidos organicamente.

Um dos pesquisadores pioneiros no estudo da distribuição de espécies na BG foi Lejeune P.H. de Oliveira. Em 1947 e 1950 ele publicou nas Memórias do Instituto Oswaldo Cruz dois artigos na qual relacionou a distribuição da fauna e flora local com a salinidade, identificando regimes de pouco salinidade (oligohalino), salinidade intermediária (mesohalino e polihalino) e de salinidade

semelhante ao oceano adjacente (eulitoral), formando um gradiente do fundo para a entrada da baía acompanhado por uma mudança na ocorrência de espécies. O mesmo autor, em 1958, foi um dos pioneiros a relatar mudanças na estrutura populacional e distribuição dos organismos na baía devido à ação antrópica.

Dentre as variáveis ambientais mais importantes que influenciam a distribuição dos organismos bentônicos dos sedimentos marinhos e estuarinos estão o tamanho dos grãos e a concentração de matéria orgânica. Ambientes costeiros protegidos da ação do hidrodinamismo, como as lagunas e as baías, são locais onde as taxas de sedimentação são tipicamente elevadas. As partículas sedimentares que se depositam nesses locais podem ser tanto alóctones, como aquelas carreadas por rios ou por correntes marinhas, ou autóctones, como precipitados minerais ou carapaças de espécies pelágicas e bentônicas. O fundo da BG recebe um grande aporte de água doce da sua bacia de drenagem. Essas águas transportam partículas minerais e orgânicas que sedimentam principalmente próximo a desembocadura dos rios devido a processos de floculação e baixa competência de transporte. Além disso, a região do fundo da baía é onde os manguezais preferencialmente são encontrados e estes contribuem com uma grande carga de detritos orgânicos para a baía no processo de geração, queda e transporte da serrapilheira. Consequentemente, os sedimentos do setor mais interno da baía são compostos por grãos mais finos e com maior teor de matéria orgânica que os sedimentos de regiões intermediárias e da boca da baía, apesar de existirem exceções, podendo-se encontrar sítios de intensa sedimentação nestes últimos setores, como as regiões portuárias e enseadas bem protegidas da ação hidrodinâmica (e.g. Enseada de Jurujuba, em Niterói). Além dos gradientes ambientais naturais (salinidade, hidrodinamismo, tipos de sedimento), a baía apresenta um nítido gradiente de poluição estabelecido pela localização das fontes poluidoras e a ação diluidora do hidrodinamismo, em especial as correntes de maré. A região mais interior da baía é onde a maioria dos rios de sua bacia de drenagem deságua (em geral com elevada carga poluidora), as águas permanecem por mais tempo e ocorre o acúmulo de sedimentos finos, com elevada concentração de matéria orgânica. Esses fatores são em boa parte responsáveis por tornar a área mais interior da baía um local mais estressante para a biota, existindo atualmente locais anóxicos, quase desprovidos de vida.

Globalmente, os ecossistemas estuarinos, em geral, apresentam uma baixa diversidade específica e uma elevada biomassa e abundância de determinadas espécies bem adaptadas às condições estuarinas. Em locais como os fundos de

baías, onde predominam sedimentos finos e elevada concentração de matéria orgânica sedimentar, essas características são acentuadas. A flora e fauna estuarina dominante é adaptada para e reflete a elevada variabilidade espacial e temporal em áreas sob estresse natural mas apresentam características muito similares a de locais sob estresse antropogênico, tornando-se difícil discernir o efeito desses estresses. Muitas vezes as comunidades bentônicas estuarinas apresentam as mesmas características de áreas degradadas por ação antropogênica, mantendo-se em um estágio sucessional de subclímax. Como os métodos utilizados para detectar estresses antropogênicos também detectam estresses naturais, a definição de causa/efeito relativo à distribuição das comunidades bentônicas é bastante difícil, sendo este fenômeno conhecido como Paradoxo Estuarino. Apesar de existirem diversos estudos na Baía de Guanabara sobre contaminação por poluentes e prováveis efeitos através do uso de diferentes técnicas, como ensaios ecotoxicológicos e biomarcadores, a formação de uma zona azóica no fundo da baía e o empobrecimento da fauna e flora, ainda existe dificuldade de separar os efeitos de um ambiente naturalmente estressante dos efeitos antropogênicos. De qualquer modo, os estudos realizados na baía mostram um gradiente na diversidade de espécies e uma mudança na estrutura das associações bentônicas associados aos gradientes ambientais identificados, naturais ou antropogênicos, sendo mais provável que um sinergismo entre esses gradientes esteja condicionando a biota local atualmente.

Um nítido gradiente na biodiversidade e estrutura do bentos é observado na baía, variando de um setor empobrecido de espécies localizado no fundo da baía para um setor mais bem estruturado em termos de composição de espécies e distribuição da abundância nas áreas próximas a boca. Os trabalhos de Mendes et al. (2007) e Soares-Gomes et al. (2012) mostram de modo claro esse gradiente de diversidade na baía para os moluscos e poliquetas bentônicos, respectivamente. A variação da diversidade se correlaciona de modo tão evidente com o gradiente ambiente da baía que uma análise de resolução taxonômica, quando é realizada em níveis taxonômicos supra específicos, mostra uma boa correlação da fauna. A resolução taxonômica realiza análises numéricas com matrizes ecológicas de diferentes níveis taxonômicos (filo, classe, ordem, família, gênero e espécie) e serve como uma medida da robustez do comportamento da biota frente à condicionantes ambientais, tendo sido empregada em estudos de poluição. Curvas de dominância acumulada (quanto maior a dominância menor a diversidade) para quatro níveis taxonômicos (ordem, família, gênero e espécie) foram analisadas. Tanto para os moluscos quanto para os poliquetas as curvas mostraram um padrão semelhante nos quatro

níveis taxonômicos estudados, demonstrando a robustez da relação da diversidade desses grupos taxonômicos com o gradiente espacial boca-fundo da baía. Igualmente, o estudo de Van Der Ven, realizado em 2006, mostrou uma forte influência do gradiente ambiental da baía sobre a abundância e riqueza de crustáceos decápodes.

Desde os primeiros trabalhos que apontaram para a degradação da BG sua condição ambiental tem piorado. Atualmente, o entorno da baía é altamente urbanizado, existem diversas indústrias instaladas na sua bacia de drenagem e um cinturão verde responsável por parte da produção agrícola que abastece a região metropolitana do Rio de Janeiro e vizinhanças. Essa ocupação e atividades relacionadas respondem pela contaminação da baía por resíduos industriais, fertilizantes, esgoto doméstico e lixo. Contribuem para a poluição da baía a lixiviação das vias públicas pelas chuvas, a deposição atmosférica de contaminantes liberados pelas chaminés das indústrias, contaminantes oriundos da queima de combustíveis fósseis pela grande frota urbana e as atividades portuárias e de estaleiros localizados em ilhas ou nas margens da baía.

Devido a multiplicidade de fontes, os poluentes encontram-se disseminados pela baía, apesar de mais concentrados em pontos específicos, como sedimentos de regiões portuárias e desembocaduras de córregos e rios contaminados. De um modo geral, as maiores concentrações de poluentes ocorrem nos sedimentos do fundo da baía, em especial os metais pesados. Como já dito, a região do fundo da baía é onde o ambiente é naturalmente estressante e soma-se a isso a maior carga de poluentes existente no local. Diversos estudos realizados têm mostrado que apesar das elevadas concentrações de metais pesados nessas regiões, os mesmos encontram-se num estado não disponível para absorção pela biota local, não sendo encontrado concentrações elevadas nos tecidos das espécies bentônicas locais. Essa situação ocorre devido a elevada concentração de matéria orgânica presente nesses sedimentos, que torna o ambiente anóxico e retira os metais pesados da fase aquosa da solução tornando-os indisponíveis para a biota.

Na tentativa de compreender o papel dos poluentes metálicos na estruturação do bentos local, Abreu e colaboradores (2016) realizaram uma avaliação de risco ecológico utilizando amostras de 14 locais da baía, distribuídas em cinco setores e replicado em 3 épocas do ano distintas. Os níveis de contaminação atual foram estabelecidos através de índices de geoacumulação, fatores de enriquecimento e diretrizes do Departamento Nacional dos Oceanos e Atmosfera dos EUA (NOAA) para qualidade de sedimentos, tendo como parâmetro comparativo níveis de base obtidos através de testemunhos de sedimentos datados de cerca de 6.000 anos. Além

disso, foram realizados testes de toxicidade com amostras de sedimento dos locais estudados. Os resultados mostraram não haver variação sazonal expressiva na qualidade dos sedimentos da baía, indicando que o setor NW da baía e o Porto do Rio de Janeiro apresentam os sedimentos mais contaminados por cromo, chumbo e zinco, refletindo o histórico de contaminação local. Os resultados também mostraram, corroborando com outros trabalhos, a não biodisponibilidade desses metais para a biota local. Já os estudos de toxicidade aguda, realizados com o micro crustáceo *Tiburonella viscana*, e os testes de toxicidade crônica com água intersticial, elutriato e interface sedimento-água, realizados com embriões do ouriço *Lytechinus variegatus*, mostraram que os sedimentos são potencialmente tóxicos para a biota local. Em resumo, os sedimentos de alguns locais da baía encontram-se contaminados por metais pesados, mas os mesmo estão indisponíveis para a biota local, portanto não devem exercem papel relevante na estruturação das comunidades bentônicas locais. Apesar disso, eventos que venham a modificar as condições físico-químicas dos sedimentos, como a realização de dragagens realizadas para a manutenção dos portos e canais de navegação, podem levar a uma bioacumulação de metais causando efeitos deletérios para a biota.

REFERÊNCIAS

Abreu, I.M.; Cordeiro, R.C.; Soares-Gomes, A.; Abessa, D.M.S.; Maranho, L.A.; Santelli, R.E. (2016). Ecological risk evaluation of sediment metals in a tropical euthrophic Bay, Guanabara Bay, Southeast Atlantic. Marine Pollution Bulletin, 109: 435-445.

Absalão, R.S. (1993). Colonização primária e sequência de substituições, em substrato artificial, na comunidade epibêntica da Baía de Guanabara, RJ, Brasil. Tese de doutorado, PPG em Zoologia, Museu Nacional, UFRJ.

Antunes, B.L. (2007). Avaliação experimental da persistência de comunidades incrustantes transplantadas. Dissertação de Mestrado, Biologia Marinha. Universidade Federal Fluminense, Niterói, Brazil.

Bers, A.V., Díaz, E.R., da Gama, B.A.P., Vieira-Silva, F., Dobretsov, S., Valdivia, N., Thiel, M., Scardino, A.J., McQuaid, C.D., Sudgen, H.E., Thomason, J.C., Wahl, M. (2010). Relevance of mytilid shell microtopographies for fouling defence – a global comparison, Biofouling, 26: 367-377.

Carneiro, J.M.L. (2008). Variação espaço-temporal do recrutamento e desenvolvimento dos propágulos das macroalgas marinhas bentônicas em função de um gradiente de degradação da água da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. Tese de doutorado, PPG em Ecologia, UFRJ.

ContardoJara, V., Miyamoto, J.H.S., da Gama, B.A.P., Molis, M., Wahl, M., Pereira, R.C. (2006). Limited evidence of interactive disturbance and nutrient effects on the diversity of macrobenthic assemblages. Marine Ecology Progress Series, 308, 37–48. Costa, H.R. (1962). Nota preliminar sobre a fauna de substrato duro no litoral do Estado do Rio de Janeiro e Rio de Janeiro. Publicação do Centro de Estudos de Zoologia da Universidade do Brasil, FNF 15: 1-10.

Costa, M.F. da. (1988). Roteiro de todos os sinais, conhecimentos, fundos, baixos, alturas, e derrotas que há na costa do Brasil desde o cabo de Santo Agostinho até ao Estreito de Fernão de Magalhães. Edição Fac-Similada do manuscrito da Biblioteca da Ajuda (Lisboa). Leitura, introdução e notas de Melba Ferreira da Costa. Tagol Editor. Lisboa.

de Messano, L.V.R., Gonçalves, J.E.A., Messano, H.F., Campos, S.H.C., Coutinho, R. (2019). First report of the Asian green mussel Pernaviridis (Linnaeus, 1758) in Rio de Janeiro, Brazil: a new record for the southern Atlantic Ocean. Bio Invasions Records 8: 653–660.

Gestinari, L.M. de S. &Yoneshigue-Valentin, Y. (2018). Alterações decadais nas comunidades macroalgáceas. In: Valentin, J.L., Paiva, P.C. & Salomon, P.S. (orgs.) A Baía de Guanabara: passado, presente e futuro de um ecossistema ameaçado. Editora CRV, Curitiba, pp. 199-211.

Granthom-Costa, L.V. 2017. Biodiversidade das ascídias (Chordata: Tunicata: Ascidiacea) do estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. PPG em Zoologia. Museu Nacional. 238 pág.

Granthom-Costa, L. V.; Ferreira, C. G.W. & Dias, G. M. 2016. Biodiversity of ascidians in a heterogeneous bay from southeastern Brazil. Management of Biological Invasions, 7 (1): 5−12.

Julio, L.M., Silva, M.A.G.F. da, Junqueira, A.O.R., Lavrado, H.P., Silva, S.H.G. da. (2012). Espécies exóticas do zoobentos de substrato consolidado. In: Meniconi, M. de F.G. et al. (ed.) Baía de Guanabara: síntese do conhecimento ambiental. Rio de Janeiro, Petrobras.

Junqueira, A.O.R., Araújo, L.R., Puga, C.A., Oliveira, I.B.A., Coração, A.C.S., Yoneshigue-Valentin, Y. & Paula, J.C. (2018). Bentos de costões rochosos. In: Valentin, J.L., Paiva, P.C. & Salomon, P.S. (orgs.) A Baía de Guanabara: passado, presente e futuro de um ecossistema ameaçado. Editora CRV, Curitiba, pp. 185-197.

Lacombe, D. & Monteiro, W. (1974). Balanídeos como indicadores de poluição na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Revista Brasileira de Biologia, 34, 633–644.

Lana, P.C.; Christofoletti, R.; Gusmão Jr, J.B.; Barros, T.L.; Spier, D.; Costa, T.M.; Soares-Gomes, A.; Santos, C.S.G. (2018). Benthic estuarine assemblages of the Southeastern Brazil Marine Ecoregion. In: Lana, P.C. & Bernardino, A.F. (Eds.). Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective. Springer.

Mendes, C.L.T.; Soares-Gomes, A.; Tavares, M. (2006). Seasonal and spatial distribution

of sublittoral soft-bottom mollusks assemblages at Guanabara bay, Rio de Janeiro, Brazil. Journal of Coastal Research, 39: 1877-1881.

Mendes, C.L.T.; Tavares, M.; Soares-Gomes, A. (2007). Taxonomic sufficiency for soft--bottom sublittoral mollusks assemblages in a tropical estuary, Guanabara Bay, Southeast Brazil. Marine Pollution Bulletin, 54: 377-384.

Oliveira, L.P.H. (1958). Poluição das águas marítimas. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 56: 39-59.

Oliveira, L.P.H. (1950). Levantamento biogeográfico da Baía de Guanabara. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 48: 363-391.

Oliveira, L.P.H. (1947). Distribuição geográfica da flora e fauna da Baía de Guanabara. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 45: 709-735.

Omena, E.P., Lavrado, H.P., Paranhos, R., Silva, T, A. (2012). Spatial distribution of intertidal sandy beach polychaeta along an estuarine and morphodynamic gradient in an eutrophic tropical bay. Marine Pollution Bulletin 64: 1861–1873.

Omena, E.P. & Souza, M.M. (1999). Efeitos da predação no desenvolvimento inicial da comunidade incrustante na região da Urca, Baía de Guanabara, RJ. In: Silva, S.H.G. & Lavrado, H.P. (eds.) Ecologia dos ambientes costeiros do estado do Rio de Janeiro. Oecologia Brasiliensis VII: 213-227.

Oricchio F.T., Marques, A.C., Hajdu, E., Pitombo, F.B., Azevedo, F., Passos, F.D., Vieira, L.M., Stampar, S. N, Rocha, R.M., Dias, G.M. (2019). Exotic species dominate marinas between the two most populated regions in the southwestern Atlantic Ocean. Marine Pollution Bulletin 146: 884-892.

Pérez-Portela, R., Arranz, V., Rius, M. &Turon, X. (2013). Cryptic speciation or global spread? The case of a cosmopolitan marine invertebrate with limiteddispersal capabilities. Sci. Rep. 3, 3197.

Rocha, R. M.; Kremer, L. P. &Fehlauer-ale, K. H. (2012a). Lack of COI variation for Clavelinaoblonga (Tunicata, Ascidiacea) in Brazil: evidence for its human-mediated transportation? Aquatic Invasions, 7: 419–424.

Rocha, R.M., Zanata, T.B. & Moreno, T.R. Keys for the identification of families and generaof Atlantic shallow water ascidians. Biota Neotrop. 12: 269-303.

Rocha, R. M &Granthom-Costa, L.V. (2005). Ascidians from Arraial do Cabo, RJ, Brazil. Iheringia, 95: 57–64.

Schwan, I.S., Brasil, A.C. dos S., Neves, D. & Dias, G.M. (2015). The invasive worm Hydroides elegans (Polychaeta – Serpulidae) in southeastern Brazil and its potential to dominate hard substrata. Marine Biology Research 12: 96-103.

Silva, R.P., de Paula, J.C., Lazoski, C.V.S., Mattos, F.R.C.G., Oliveira, I.B.A.; Junqueira, A.O.R. (2015). Potential invasion of the Indo-Pacific oyster Saccostrea in Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil) assessed by morphological and genetic data. Anales del XVI Congresso Latinoamericano de Ciências del Mar-Colacmar,

2015, Santa Marta.

Silva, S.H.G.; Junqueira, A.O.R.; Martins-Silva, M.J.; Lavrado, H.P.; Zalmon, I.R. (1989). Fouling and wood-boring communities distribution on the coast of Rio de Janeiro, Brazil. Coastlines of Brazil. American Society of Civil Engineers, New York, pp. 95-109.

Simões, M. B. 1981. Contribuição para o conhecimento da fauna de Ascidiacea, da Ilha de Boa Viagem, Niterói, Rio de Janeiro (sistemática e notas biológicas). Dissertação de Mestrado. PPG em Ciências Biológicas (Zoologia), Universidade Federal do Rio de Janeiro. 89 pág.

Soares-Gomes, A.; da Gama, B.A.P.; Baptista Neto, J.A.; Freire, D.G.; Cordeiro, R.C.; Machado, W.; Bernardes, M.C.; Coutinho, R.; Thompson, F.; Pereira, R.C. (2016). An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Regional Studies in Marine Science, 8: 319-330.

Soares-Gomes, A.; Mendes, C.L.T.; Tavares, M.; Santi, L. (2012). Taxonomic sufficiency of polychaete taxocenes for estuary monitoring. Ecological Indicators15: 149-156.

Taouil, A. Yoneshigue-Valentin, Y. (2002). Alterações na composição florística das algas da Praia de Boa Viagem (Niterói, RJ). Revista Brasileira de Botânica 25: 405-412.

Van Der Ven, P.H.; Soares-Gomes, A.; Tavares, M. (2006). Taxocene of Crustacea at a highly impacted bay: Guanabara Bay, southeastern Brazil. Journal of Coastal Research, 39: 1135 – 1139.

Wahl, M., Link, H., Alexandridis, N., Thomason, J., Cifuentes, M., Costello, M.J., da Gama, B.A.P., Hillock, K., Hobday, A.J., Kaufmann, M.J., Keller, S., Kraufvelin, P., Krüger, I., Lauterbach, I., Antunes, B.L., Molis, M., Nakaoka, M., Nyström, J., bin Radzi, Z., Stockhausen, B., Thiel, M., Vance, T., Weseloh, A., Whittle, M., Wiesmann, L., Wunderer, L., Yamakita, T., Lenz, M., (2011). Re-structuring of marine communities exposed to environmental change: a global study on the interactive effects of species and functional richness. PLoSOne 6 (5), e19514.

Xavier, E.A., da Gama, B.A.P, Porto, T.F., Antunes, B.L. & Pereira, R.C. (2008). Effects of disturbance area on fouling communities from a tropical environment: Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 56: 73-84.

Yoneshigue-Braga, Y. (1970a). flora marinha bentônica da Baía de Guanabara e cercanias. I. Chlorophyta. Publicação do Instituto de Pesquisas da Marinha, Rio de Janeiro 42: 1-55.

Yoneshigue-Braga, Y. (1970b). flora marinha bentônica da Baía de Guanabara e cercanias. II. Phaeophyta. Publicação do Instituto de Pesquisas da Marinha, Rio de Janeiro 45: 1-31.

Yoneshigue-Braga, Y. (1971). flora marinha bentônica da Baía de Guanabara e cercanias. IIII. Rhodophyta. 1. Goniotrichales, Bangiales, Compsogonales, Nemalionales e Gelidiales. Publicação do Instituto de Pesquisas da Marinha, Rio de Janeiro 55: 1-36.

Zalmon, I.R. (1988). Estudo de comunidades incrustantes sobre painéis experimentais em três áreas da Baía de Guanabara, RJ, Brasil. Dissertação de mestrado, Zoologia, Museu Nacional, UFRJ.

Zalmon, I.R., da Gama, B.A.P., Leta, A. (1993). Fouling community organization at Guanabara Bay, Brazil: a directional process or a variable temporal progression? Oebalia 19: 217-222, 1993.

COMPARTIMENTAÇÃO AMBIENTAL DA BAÍA DE GUANABARA COM BASE EM FORAMINÍFEROS

Claudia Gutterres Vilela
José Antonio Baptista Neto

RESUMO

Foraminíferos foram utilizados na caracterização de regiões distintas da Baía de Guanabara, desde a sua entrada até o fundo. Padrões de diversidade foram inversamente proporcionais a teores de COT e metais pesados, que variaram nas regiões da Baía. Espécies bioindicadoras de poluição como a *Ammonia* tepida foram dominantes nas regiões sob estresse ambiental e confinadas, enquanto que espécies de mar aberto como *Bucella peruviana* ocorreram em abundância na entrada e região central.

1. INTRODUÇÃO

Foraminíferos foram utilizados para caracterizar distintas regiões da Baía de Guanabara, com base em padrões ecológicos e avaliação de espécies dominantes. A Baía de Guanabara, localizada no estado do Rio de Janeiro, é rodeada por grandes cidades como Rio de Janeiro, Niterói, São Gonçalo, Duque de Caxias. É conhecida mundialmente por sua beleza e qualidades turísticas, que incluem a realização de grandes eventos culturais, esportivos e sociais sediados na cidade do Rio de Janeiro. Os municípios desta região densamente habitada não possuem ainda tratamento adequado de esgotos domésticos e industriais lançados nas águas da Baía, sendo que a grande Refinaria Duque de Caxias (REDUC), o Porto de Rio e o de Niterói estão localizados no seu entorno, além de dois aeroportos, e vias expressas que cruzam as cidades. Produtos derivados de petróleo resultantes do intenso tráfego de veículos das ruas e avenidas das cidades circunvizinhas têm também como destino as águas da Baía.

O sistema estuarino da Baía de Guanabara, antigo paleorio Guanabara, segundo Amador (1997, 2012), foi inundado pela subida da água do mar no Holoceno, durante a transgressão pós-glacial. Sua bacia hidrográfica inclui pequenos e médios rios

bastante degradados. Ela é rodeada por praias e manguezais quase destruídos por ocupações, aterros e lixo, com exceção da APA de Guapimirim, ao fundo ou norte da Baía (Amador, 1997; Kjerfve et al., 1997, 2000). Os foraminíferos são pequenos organismos marinhos unicelulares, eucariotas e portadores de uma carapaça mineral que se preserva no sedimento. As assembleias de foraminíferos bentônicos refletem as características do ambiente em que foram depositadas no sedimento marinho. Foraminíferos são muito abundantes e têm um curto período de vida, respondendo rapidamente à ecologia da área, aos níveis de poluição orgânica e de metais pesados (Alve, 1995; Culver e Buzas, 1995; Schafer et al., 1995; Yanko et al., 1998; Samir, 2000). A caracterização de microfósseis, em especial foraminíferos bentônicos, da granulometria, matéria orgânica (COT) e metais pesados baseou-se em numerosas análises de amostras de sedimentos de fundo que cobriram toda a área submersa da Baía de Guanabara.

2. MÉTODOS

As amostras de fundo analisadas cobriram as regiões da entrada, centro e norte da Baía, incluindo a área da REDUC a noroeste, e a APA de Guapimirim a norte-nordeste (Figura 1). O tratamento das amostras foi o usual, consistindo em

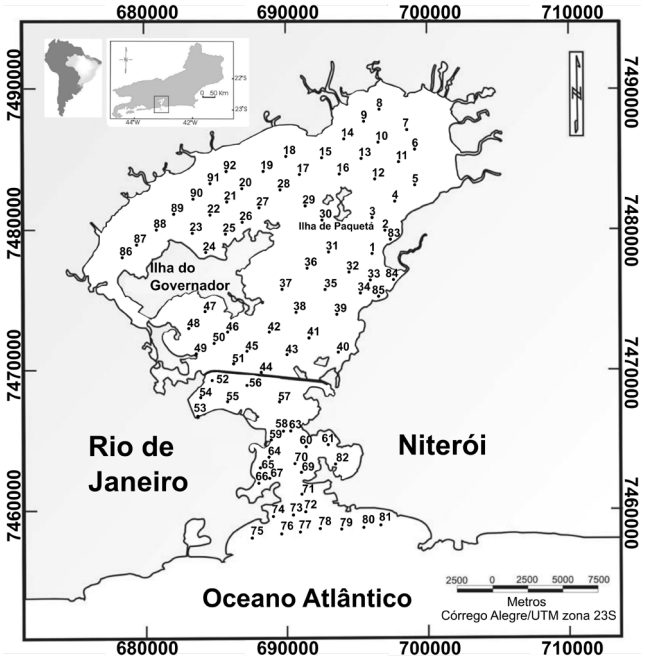


Figura 1. Localização da área estudada com a posição das amostras de fundo (modificado de Baptista Neto et al., 2006).

padronização por volume, lavagem para eliminação da argila em peneiras de 0,063 mm de abertura de malha, secagem em estufa a 50ºC, triagem dos foraminíferos e classificação em espécies (Cushman, 1931; Cushman, 1939; Ellis & Messina, 1940 – et seq.; Barker, 1960; Tinoco, 1971; Boltovskoy et al., 1980; Loeblich e Tappan, 1988; Debenay et al., 2000). Foram analisados padrões ecológicos, como de abundância, diversidade e dominância, considerando-se a contagem de 100 exemplares por amostra de sedimento lavado ou fração de quarteamento. As espécies com mais de 10% de abundância relativa foram consideradas dominantes (Shannon, 1949; Boltovskoy e Totah, 1985; Murray, 2006; Fatella e Taborda, 2002). As análises de granulometria, carbono orgânico total (COT) e metais pesados foram correlacionadas às análises da microfauna. Os métodos e resultados dessas análises estão em Quaresma et al., (2000), Baptista Neto et al. (2006) e Baptista Neto et al. (2013).

3. RESULTADOS

As tecas de foraminíferos em geral apresentam-se desgastadas, corroídas ou quebradas, e de tamanho pequeno, contudo os valores de diversidade mostraram-se variados em função das distintas regiões da Baía (**Figura 2**). Na entrada e região central os valores foram mais elevados, no fundo da Baía, uma área mais confinada que inclui a REDUC, os valores foram baixos (Vilela et al., 2003). Foi considerado o Índice de Shannon (1949), que avalia o número de espécies encontradas na amostra e os valores quantitativos de cada espécie. Para regiões de plataforma, encontram-se normalmente valores acima de 3 (Sen Gupta e Kilbourne, 1974). Os valores de COT e de metais pesados tais como zinco, cobre, chumbo e cromo apresentaram um padrão inverso (Baptista Neto et al., 2006), isto é, são inversamente proporcionais aos valores de diversidade (**Figura 2**).

A entrada da Baía é uma região de grande dinâmica, de passagem de correntes e trocas entre o oceano e a Baía onde existe um canal profundo transportando sedimentos arenosos da plataforma continental (Quaresma et al., 2000). A circulação das águas e a salinidade normal são controladas pelas marés em condições marinhas quase normais, onde a diversidade de foraminíferos foi alta e os valores de COT e metais pesados baixos. A amostra 82 teve altos valores de COT e Zn devido a sua localização na Enseada de Jurujuba, que é uma reentrância a leste da entrada da Baía, em Niterói, com águas mais rasas, lançamento de dejetos de esgoto doméstico e local de aporte de abastecimento de combustível de pequenas embarcações de pesca e lazer.

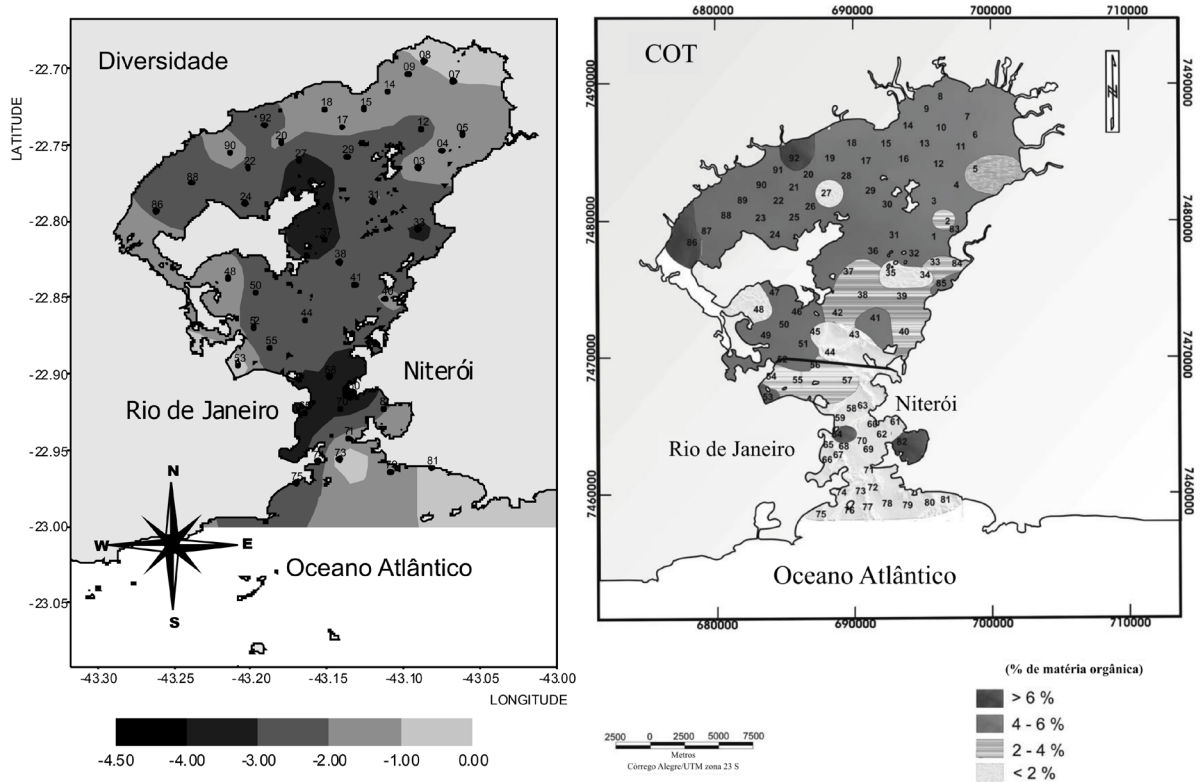


Figura 2. Parte 1 - Valores de diversidade dos foraminíferos bentônicos. Distribuição de valores percentuais de COT e distribuição de valores relativos de metais pesados nas amostras de fundo (modificado de Vilela et al., 2003 e Baptista Neto et al., 2006).

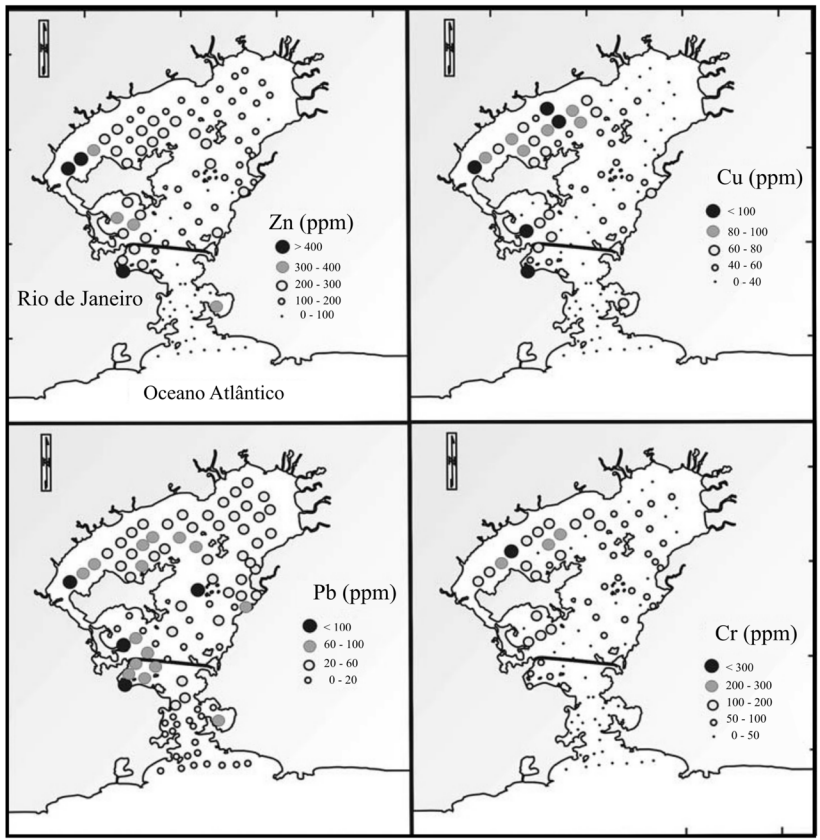


Figura 2. Parte 2 - Valores de diversidade dos foraminíferos bentônicos. Distribuição de valores percentuais de COT e distribuição de valores relativos de metais pesados nas amostras de fundo (modificado de Vilela et al., 2003 e Baptista Neto et al., 2006).

Na região central da Baía os valores de COT e metais aumentam nas áreas mais rasas próximas à costa, no Rio e Niterói, sendo baixa a abundância e diversidade de foraminíferos. A amostra 53, localizada na região portuária do Rio, teve um pobre conteúdo de foraminíferos como uma resposta a altos padrões de poluição orgânica (COT) e metais. A região norte incluiu a APA de Guapimirim, a nordeste, e a REDUC, a norte. Apesar de a APA ser uma área de proteção ambiental por conter um manguezal preservado, as águas da Baía próximas a ela possuem altos valores de COT, mas os teores de metais pesados foram baixos. Trata-se de uma região mais confinada, com sedimentos siltosos finos e argila (Baptista Neto et al., 2006), que retêm as partículas orgânicas. Já a região próxima à REDUC contém altos teores de metais e COT que proveem de hidrocarbonetos da refinaria, além de esgoto doméstico e industrial *in natura*. Os valores elevados de COT sugerem deposição sob condições anóxicas e desóxicas, sendo a diversidade de foraminíferos baixa em ambas as áreas.

Ao se considerar os padrões de dominância, destacam-se as espécies *Ammonia tepida*, *Buliminella elegantissima* e *Quinqueloculina seminula* como dominantes (Figura 3). Sua ocorrência nas regiões da Baía foi diretamente proporcional aos teores de COT e metais. Estas espécies são citadas na literatura como oportunistas em regiões costeiras sob estresse ambiental provocado pela poluição antrópica (Alve, 1995; Culver & Buzas, 1995; Collins et al., 1995; Debenay & Fernandez, 2009; Diaz et al., 2014; Laut et al., 2016). Na região norte da Baía, a diversidade foi muito baixa e a abundância das espécies dominantes foi elevada. Há uma tendência de abundância de *A. tepida* e *B. elegantissima* em direção às áreas mais confinadas e poluídas ao norte, nordeste e leste. A oeste e noroeste existe uma área assoreada entre as ilhas do Fundão, Governador e o continente, onde não foram realizadas coletas. Outras espécies características foram abundantes e tiveram resposta aos padrões ecológicos, como o aumento da abundância de *Textularia earlandi* e *Bolivina lowmani* no canal principal e na direção norte. Por outro lado, espécies como Bolivina marginata, Bucella peruviana, Pseudononion cuevanensis e *B. striatula* foram encontradas em amostras da entrada e do canal principal, que são regiões influenciadas pelas condições da plataforma continental marinha. Essas espécies são assinaladas na literatura (Vilela, 2003; Macedo et al., 2013; Guedes et al., 2015; Vilela et al., 2017) em resposta às diferentes condições desde o confinamento (T. earlandi, B. lowmani) até as regiões marinhas normais (B. peruviana, P. cuevanensis). São espécies comuns nas plataformas continentais brasileiras e argentinas (Closs & Barberena, 1962; Tinoco, 1971; Boltovskoy et al., 1980; Vilela, 1995).

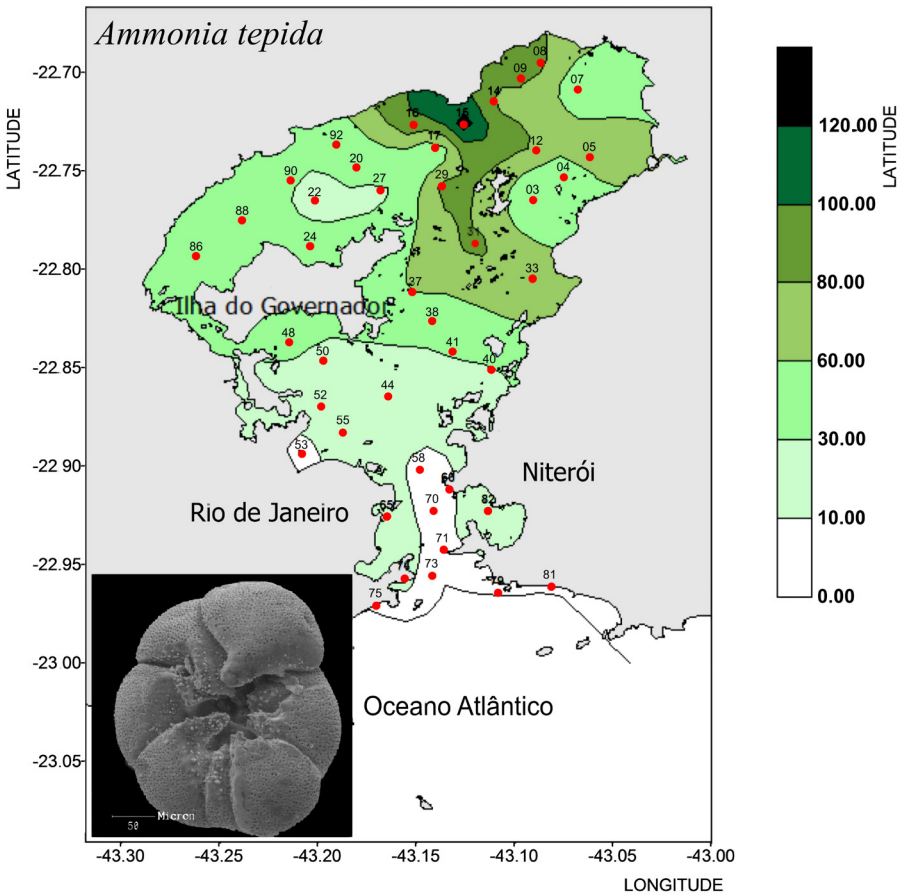


Figura 3. Parte 1 - Ocorrência de espécies dominantes bioindicadoras de poluição nas amostras de fundo (modificado de Vilela et al., 2003).

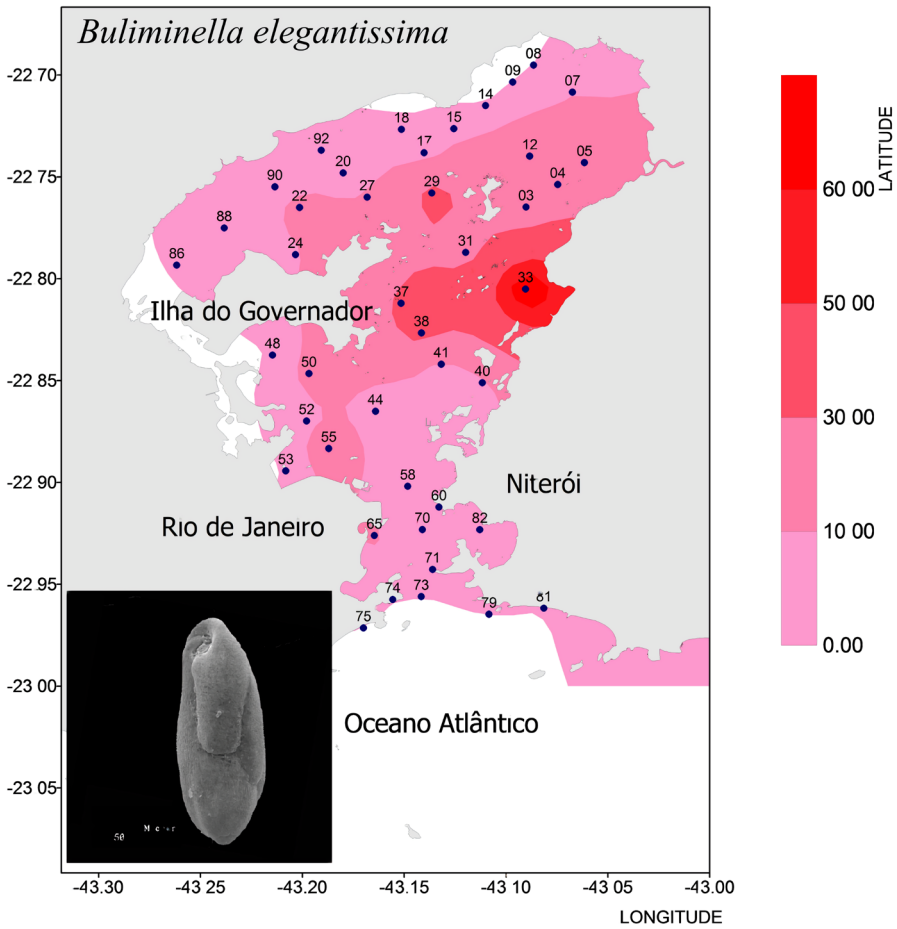


Figura 3. Parte 2 - Ocorrência de espécies dominantes bioindicadoras de poluição nas amostras de fundo (modificado de Vilela et al., 2003).

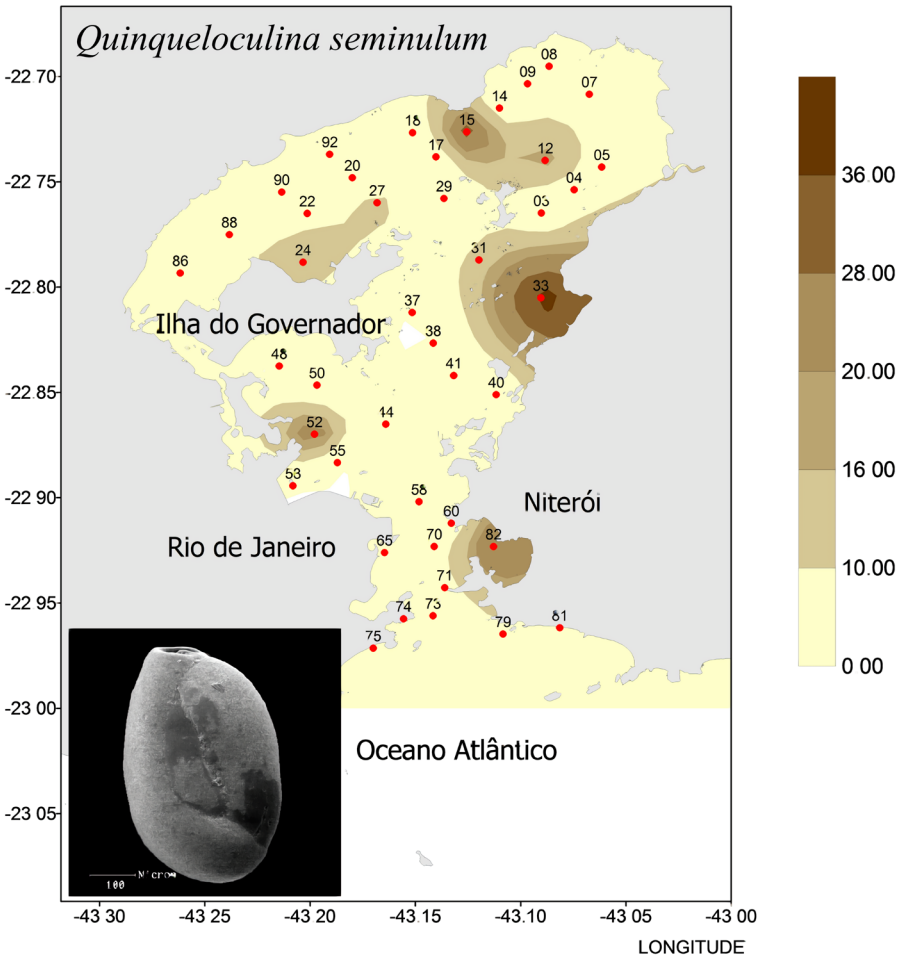


Figura 3. Parte 3 - Ocorrência de espécies dominantes bioindicadoras de poluição nas amostras de fundo (modificado de Vilela et al., 2003).

4. DISCUSSÃO

Trabalhos recentes na Baía de Guanabara (Figueiredo et al., 2014; Clemente et al., 2018) analisaram taxas de sedimentação e variações isotópicas em testemunhos, e a modificação da microfauna em relação às mudanças ambientais e não especificamente aos efeitos da poluição antrópica. Vilela et al. (2014) analisaram testemunhos datados na Baía, acompanhando a evolução da poluição a partir da chegada dos europeus no século XVI, identificando as espécies bioindicadoras de poluição. Pode-se confirmar a *Ammonia* tepida como a bioindicadora de poluição enquanto que *Buliminella elegantissima* também ocorreu no passado com maior abundância nas regiões confinadas. No entanto, esta espécie é uma coadjuvante daquela ao responder aos poluentes. Quanto à *Textularia earlandi*, junto a outras espécies aglutinantes características de manguezal como *Ammotium salsum, Haplophragmoides wilberti* e *Trochammina inflata*, ocorreram nas regiões próximas à APA de Guapimirim, respondendo às condições da área.

Deste modo pode-se observar a resposta da microfauna aos parâmetros distintos da Baía, desde a maior influência marinha até o confinamento e níveis de poluição orgânica e por metais pesados. A distribuição dos metais pesados e COT são proporcionais à granulometria, isto é, aumentam nas regiões de sedimentos finos, no fundo da Baía ou áreas confinadas como a Enseada de Jurujuba. São regiões de baixa circulação e menor dinâmica. Na entrada da Baía, onde há dinâmica de correntes e os sedimentos são grossos, os teores destes elementos e compostos químicos são baixos. As assembleias dos foraminíferos compartimentaram a Baía respondendo aos padrões geoquímicos e de dinâmica sedimentar. Foram encontradas quatro assembleias: assembleia 1 na região norte próxima à REDUC, com espécies oportunistas e bioindicadoras de poluição (*Quinqueloculina seminula, Ammonia tepida*); assembleia 2 na região nordeste, contendo espécies aglutinantes (*Textularia earlandi*), típicas de manguezal (*Ammotium salsum* e *Trochammina inflata*); assembleia 3 na entrada da Baía, dominada por espécies típicas marinhas, entre elas *Bucella peruviana* e *Pseudononion cuevanensis*. A Enseada de Jurujuba pode ser caracterizada com a assembleia 4, que se distingue por apresentar espécimes diminutos de bioindicadoras de poluição e adaptados a regiões confinadas (Figura 4).

Ao longo de 20 anos a pesquisa na Baía de Guanabara com base em foraminíferos vem sendo desenvolvida, sendo que o monitoramento da Baía demonstrou que não houve a diminuição da poluição, apesar de alguns projetos governamentais terem sido lançados. Hoje em dia, permanecem e se exacerbam

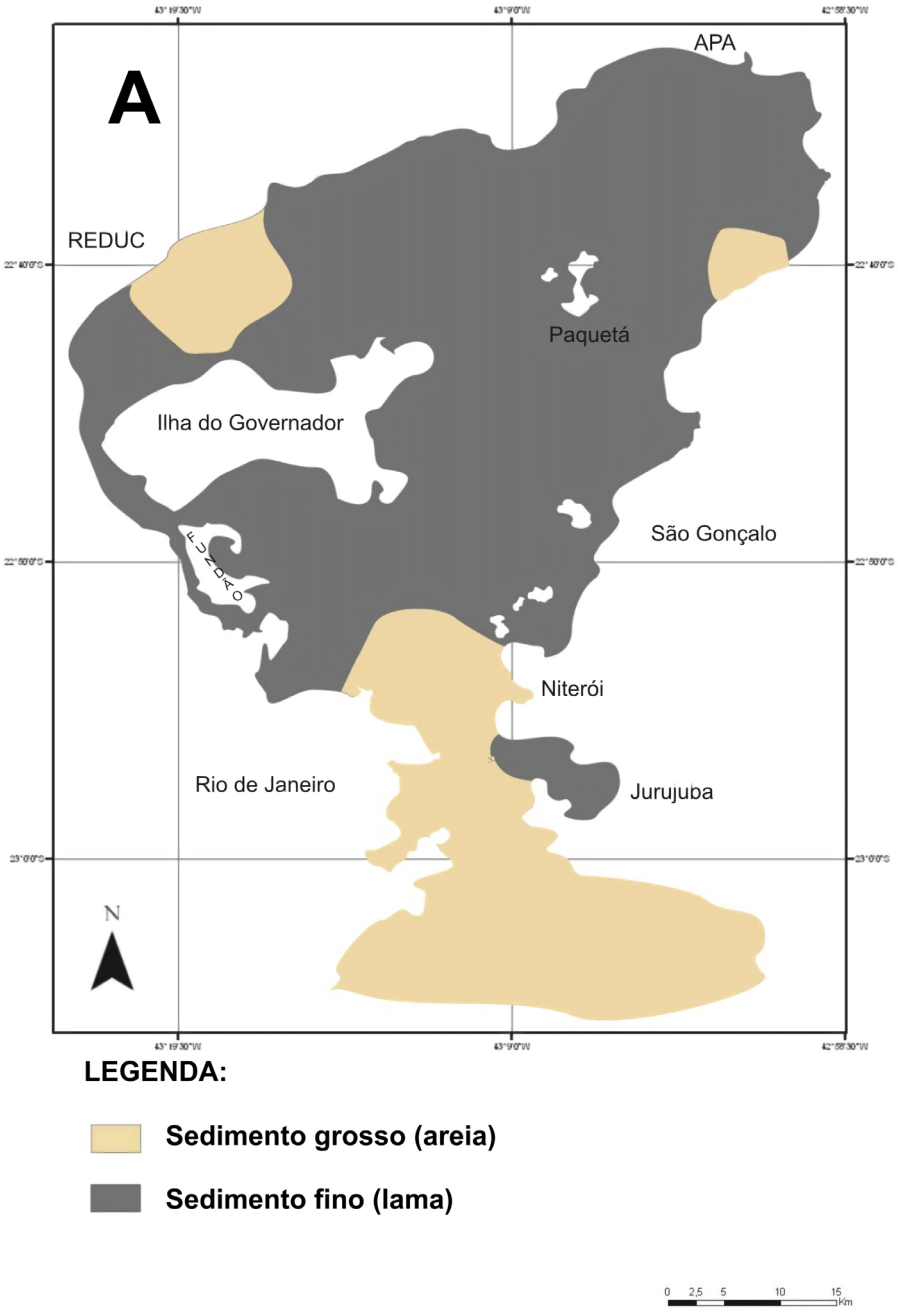


Figura 4. Parte 1 - Compartimentação da Baía de Guanabara com base nas assembleias de foraminíferos em comparação com a distribuição dos valores de COT, metais pesados e granulometria.

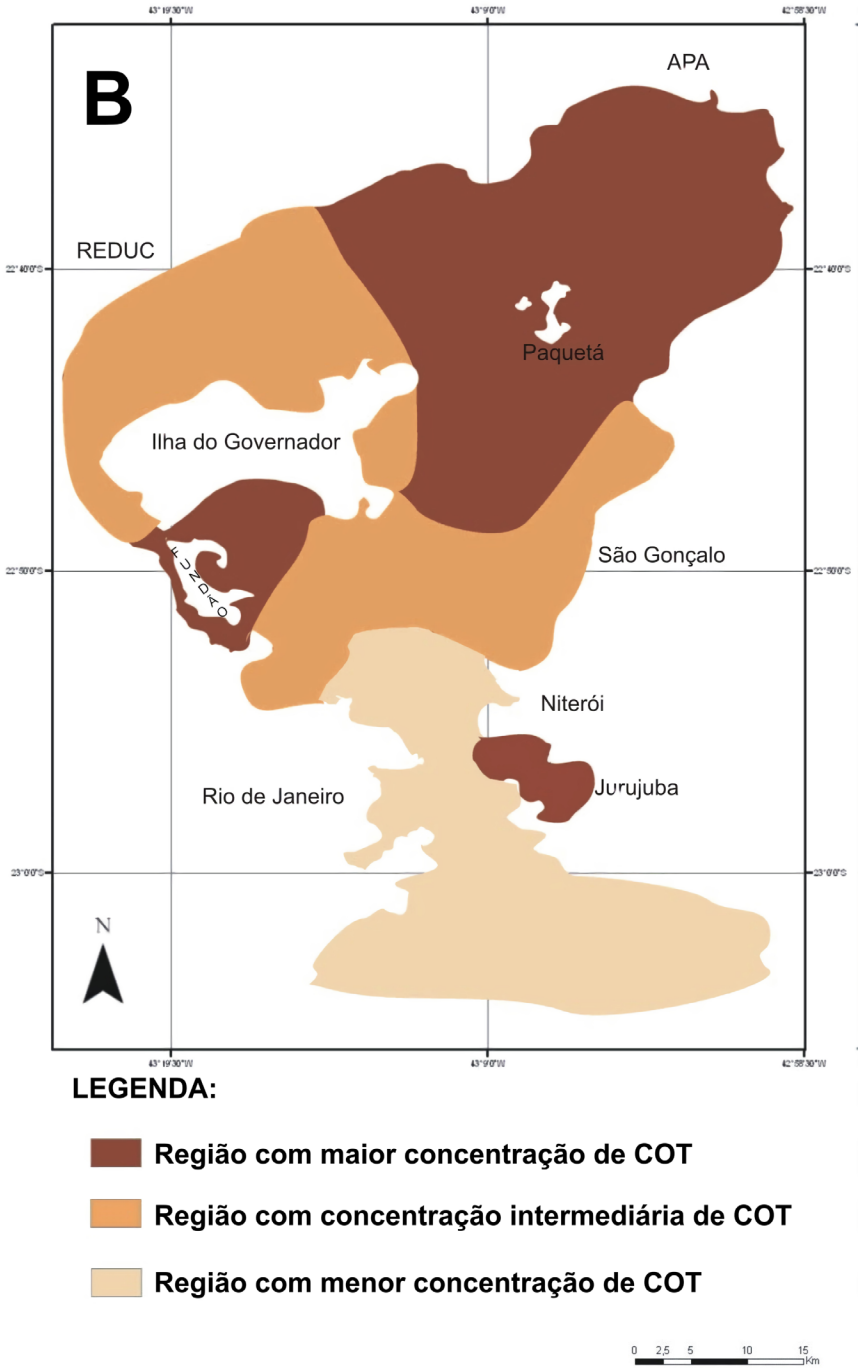


Figura 4. Parte 2 - Compartimentação da Baía de Guanabara com base nas assembleias de foraminíferos em comparação com a distribuição dos valores de COT, metais pesados e granulometria.

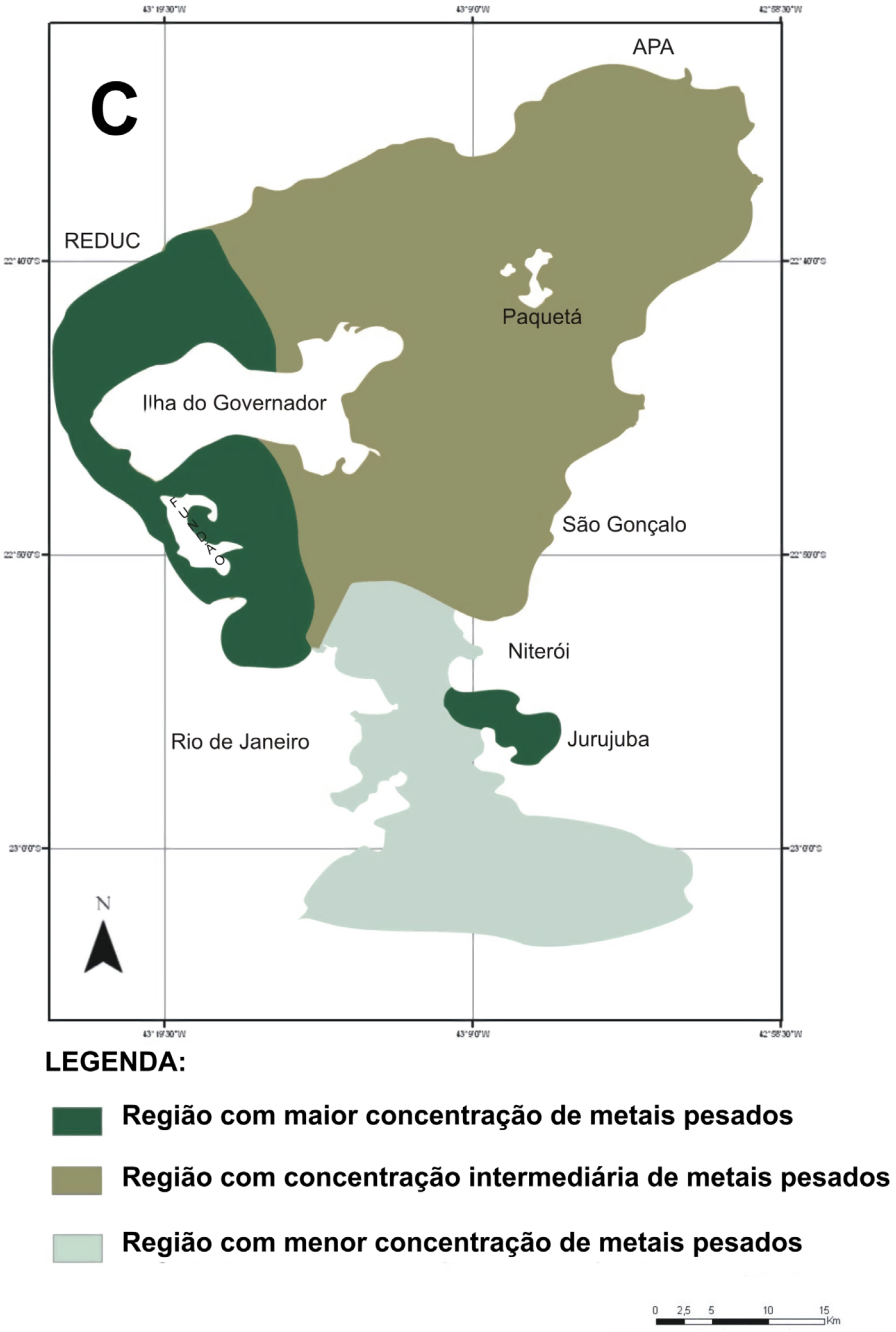


Figura 4. Parte 3 - Compartimentação da Baía de Guanabara com base nas assembleias de foraminíferos em comparação com a distribuição dos valores de COT, metais pesados e granulometria.

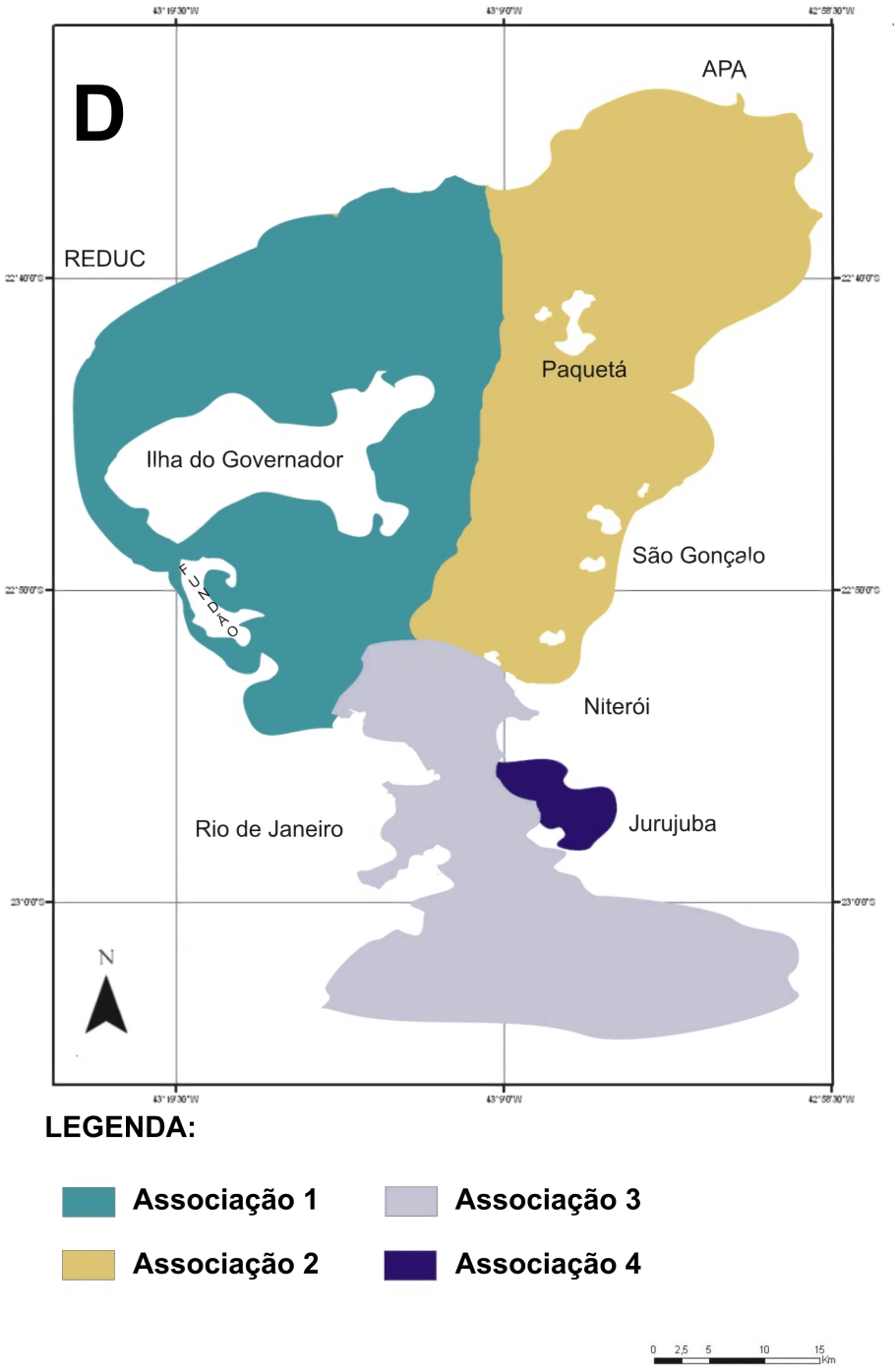


Figura 4. Parte 4 - Compartimentação da Baía de Guanabara com base nas assembleias de foraminíferos em comparação com a distribuição dos valores de COT, metais pesados e granulometria.

os mesmos índices de atividade antrópica apesar da aspiração no caminho da despoluição da Baía. Em 2000 houve um grande derramamento de óleo provocado por um rompimento de duto de óleo da REDUC na região norte, com consequências nefastas para a pesca e para o ambiente, incluindo a massa d'água e o fundo marinho. Houve um acompanhamento com amostras de fundo, com base em foraminíferos, em três fases, respectivamente em 1999, 2005 e 2008, mostrando maior degradação em 2005 e uma ligeira recuperação em 2008 (Vilela et al., 2017). No entanto, pode-se afirmar que os padrões de poluição da Baía de Guanabara permanecem e que a caracterização ambiental e compartimentação da Baía com base foraminíferos é coerente e positiva.

5. CONCLUSÃO

A análise de foraminíferos bentônicos em amostras de fundo na Baía de Guanabara demonstrou a eficácia destes microfósseis na caracterização da sua compartimentação na entrada ao sul, região central, e região norte ao fundo. A região norte pode ser dividida em área da REDUC e da APA de Guapimirim (nordeste). Os padrões de diversidade variaram em função dos teores de COT e metais, distintos para cada área. Espécies dominantes foram bioindicadoras de poluição, como *Ammonia tepida*, *Buliminella elegantissima* e *Quinqueloculina seminula*. Espécies características de ambientes de mar aberto ocorreram na entrada e canal central, bem como espécies aglutinantes características de manguezal foram encontradas na região próxima à APA de Guapimirim.

AGRADECIMENTOS

As análises de foraminíferos foram desenvolvidas no MicroCentro, Laboratório de Análise Micropaleontológica, Departamento de Geologia da UFRJ. As figuras foram editadas pela Geóloga Sarah Pereira Gasparini, MSc., a quem os autores devem um agradecimento especial. Este trabalho contou com o apoio do CNPq através de bolsas de mestrado, doutorado e de produtividade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alve, E. 1995. Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution: a review. J. Foramin. Res. 25, 190-204.

Amador, E. 1997. Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: homem e natureza. Reproarte Gráfica e Editora Ltda., 539p.

Amador, E.S. 2012. Bacia da Baía de Guanabara: características geoambientais, formação de ecossistemas. Rio de Janeiro, Editora Interciência, 432p.

Baptista Neto, J.A., Gingele, F.X., Leipe, T., Brehme, I. 2006. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. Environ. Geol. 49: 1051–1063. DOI 10.1007/s00254-005-0149-1

Baptista Neto, J.A.; Barreto, C. F.; Silva, M.A.M; Smith, B.J.; Mcallister, J.J., Vilela, C.G. 2013. Nearshore sedimentation as a record of land use change and erosion: Jurujuba Sound, Niterói, SE Brazil. Ocean & Coastal Management 77, 31-39

Barker, R.W., 1960. Taxonomic notes on the species figured by H.B.Brady in his Report on the Foraminifera dredged by HMS Challenger during the years 1873-1876. Society of Economic Paleontologists and Mineralogists, Special Publication 9, 238pp.

Boltovskoy, E.; Giussani, G.; Watanabe, S.; Wright, R. 1980. Atlas of benthic shelf foraminifera of the Southwest Atlantic. Dr W. Junk Publishers, 147p.

Boltovskoy, E.; Totah, V. 1985. Diversity, similarity and dominance in benthic foraminiferal fauna along one transect of the Argentine shelf. Rev. Micropaleont. 28, 23-31.

Clemente, I.M.M.; Rodrigues, M.A.C.; Pereira, E.; Figueiredo Jr, A.G.; Raposo, D.S.; Belart, P.; Laut, LM. 2018. Mudanças Ambientais Registradas nos Últimos 5000 Anos na Baía de Guanabara (RJ - Brasil) com Base em Foraminíferos e Isótopos Estáveis. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ 41 – 3: 413-426 ISSN 0101-9759 e-ISSN 1982-3908

Closs, D.; Barberena, M.C. 1962. Foraminíferos recentes das praias do litoral sulbrasileiro. Boletim do Instituto de Ciências Naturais, Universidade do Rio Grande do Sul 16: 7-55.

Collins, E.S.; Scott, D.B.; Gayes, P.T; Medioli, F.S. 1995. Foraminifera in Winyah Bay and North inlet marshes, South Carolina: relationship to local pollution sources. Journal of Foraminiferal Research 25(3): 212-223.

Culver, S.J. & Buzas, M.A. 1995. The effect of anthropogenic habitat disturbance, habitat destruction, and global warming on shallow marine benthic foraminifera. Journal of Foraminiferal Research 25(3): 204-211.

Cushman, J.A., 1931. The foraminifera of the Atlantic Ocean, Part 8. Smithsonian Institution, US National Museum, Bulletin 104. Reprint Antiquariaat Junk, Lochem, 179pp.

Cushman, J.A., 1939. A monograph of the foraminiferal family Nonionidae. Geol. Surv. Prof. Paper US 191, 100p.

Debenay, J.-P.; Guillou, J.J.; Redois, F.; Geslin, E. 2000. Distribution trends of foraminiferal assemblages in paralic environments: a base for using foraminifera as bioindicators. In: Martin R.E. (ed.) Environmental Micropaleontology, Topics in Geobiology vol.15. Kluwer Acad. and Plenum Publ., New York. pp. 39-67.

Debenay, J.-P.; Fernandez, J.-M. 2009. Benthic foraminifera records of complex anthropogenic environmental changes combined with geochemical data in a tropical bay of New Caledonia (SW Pacific). Marine Pollution Bulletin 59: 311–322. doi:10.1016/j.marpolbul.2009.09.014

Díaz, T.L.; Rodrigues, A.R.; Eichler, B.B. 2014. Distribution of foraminifera in a subtropical Brazilian estuarine system. J. Foramin. Res. 44-2: 90–108.

Ellis, B.F.; Messina, A.R. 1940-et seq. Catalogue on Foraminifera, The Micropaleontology Project, Micropaleontology Press Inc., New York. Disponível em: http://www.micropress.org/e_m.html. Sob permissão.

Fatela, F.; Taborda, R. 2002. Confidence limits of species proportions in microfossil assemblages. Mar. Micropaleontol. 45, 169–174.

Figueiredo Jr., A.G.; Toledo, M.B.; Cordeiro, R.C.; Godoy, J.M.O.; Silva, F.T.; Vasconcelos, S.C.; Santos, R.A. 2014. Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years. Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 415: 83–90

Guedes, D.C.; Vilela, C.G.; Baptista Neto, J.A.; Macedo, M.C.; Santiago, N.L.; Bruno, R.L.M. 2015. Análise biofaciológica do litoral de Cabo Frio, Rio de Janeiro, com base em foraminíferos bentônicos. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ 38-1: 157-169. ISSN 0101-9759 e-ISSN 1982-3908.

Kjerfve, B.; Ribeiro, C.H.A.; Dias, G.T.M.; Filippo, A.M.; Quaresma, V.S., 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Cont. Shelf Res. 17, 1609-1843.

Kjerfve, B; Lacerda, L.D.; Dias, G.T.M., 2000. Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. In: U. Seelinger & Kjerfve B. Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Ecological Studies, 144, pp. 107–115.

Laut, L.L.M.; Martins, V.; Silva, F.S.; Crapez, M.A.C.; Fontana, L.F.; Carvalhal-Gomes, S.B.V.; Souza, R.C. 2016. Foraminifera, thecamoebians, and bacterial activity in polluted intertropical and subtropical Brazilian estuarine systems. Journal of Coastal Research, 32(1): 56-69 https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-14-00042.1

Loeblich, A.R.; Tappan, H. 1988. Foraminiferal genera and their classification. Van Nostrand Reinhold ed., 970 p., 847 est.

Macedo, M.C.; Vilela, C.G.; Baptista Neto, J.A. 2013. Registro da influencia marinha através da distribuição de foraminíferos bentônicos na Baia de Guanabara, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Anuário do Instituto de Geociências – Universidade Federal do Rio de janeiro, 36(2): 117-128.

Murray, J.W., 2006. Ecology and applications of benthic foraminifera. Cambridge Univ. Press.

Quaresma, V.S., Dias, G.T.M., Baptista Neto, J.A. 2000. Caracterização da ocorrência de padrões de sonar de varredura lateral e sísmica de alta frequência (3,5 e 7,0 kHz) na porção sul da Baía de Guanabara—RJ. Braz J Geophys 18(2):201–214.

Samir, AM. 2000. The response of benthic foraminifera and ostracods to various pollution sources: a study from two lagoons in Egypt. Journal of Foraminiferal Research 30, 83-98.

Schafer, C.T.; Winters, G.V.; Scott, D.B.; Pocklington, P.; Cole, F.E. & Honig, C. 1995.Survey of living foraminifera and polychaete populations at some Canadian aquaculture sites: potential for impact mapping and monitoring. Journal of Foraminiferal Research, 25(3): 236-259.

Sen Gupta, B.K. & Kilbourne, T. 1974. Diversity of benthic foraminifera on the Georgia continental shelf. Geological Society of America Bulletin, 85: 969-972.

Shannon, C. 1949. The Mathematical Theory of Communication. The University of Illinois Press, Urbana.

Tinoco, I.M. 1971. Distribuição dos foraminíferos na plataforma continental nortenordeste do Brasil. Arquivos do Museu Nacional, 54: 93-96.

Vilela, C.G. 1995. Ecology of Quaternary benthic foraminiferal assemblages on the Amazon shelf, northern Brazil. Geo-Marine Letters, 15: 199-203.

Vilela, CG, Sanjinés, AES, Ghiselli Jr, RO, Mendonça Filho, JG, Baptista Neto, JA, Barbosa, CF. 2003. Search for bioindicators of pollution in the Guanabara Bay: integrations of ecologic patterns. Anuário do Instituto de Geociências - Universidade Federal do Rio de Janeiro, 26: 25-35.

Vilela, CG, Figueira, BO, Macedo, MC, Baptista Neto, JA. 2014. Late Holocene evolution and increasing pollution in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, SE Brazil. Marine Pollution Bulletin 79: 175-187. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.020

Vilela, C.G.; Macedo, M.C.; Baptista Neto, J.A. 2017. Foraminiferal assemblage and bioindicators for evaluation of the anthropogenic impact in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, SE Brazil. Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ 40 – 3: 386-397 ISSN 0101-9759 e-ISSN 1982-3908.

ATIVIDADE BACTERIANA NA BAÍA DE GUANABARA

Mirian Crapez
Natascha Krepsky

1. AS BACTÉRIAS NA BIOSFERA

A partir da década de 1970, Carl Woese comparou sequências de RNA ribossomal de várias espécies, morfologicamente semelhantes, mas genética e bioquimicamente distintas (Woese; Fox, 1977), propondo que os micróbios fizessem parte dos domínios *Bacteria* e *Archaea*. Inicialmente, as Archaea foram descritas em lugares extremos como fontes hidrotermais e lagos salinos, mas hoje se sabe que possuem distribuição ubíqua como *Bacteria*. As espécies dos dois domínios, doravante nomeadas bactérias, não possuem núcleo delimitado por membrana, por isto são chamadas de seres procarióticos. Também são visíveis apenas com a ajuda de um microscópio, pois possuem 1 mícron de diâmetro e células em forma de bastonetes (bacilos) ou esféricos (cocos). Na árvore da vida, os *Eukarya* (incluindo plantas, animais e protistas) são um ramo minúsculo; *Bacteria* e *Archaea* englobam virtualmente toda diversidade genética (Woese; Kandler; Wheelis, 1990).

Os três critérios mais importantes para determinar se duas espécies pertencem a um mesmo grupo são: a) possuir mais de 70% de hibridização entre os DNAs das duas espécies; b) mais de 97% de similaridade entre as sequencias de RNAr 16S; c) compartilhar alto grau de similaridade fenotípica, com características que as separam de outras espécies. As bactérias não cultiváveis raramente são definidas em novas espécies por desconhecer o seu fenótipo. Entretanto, a alternativa é identificá-la como uma espécie provisória contendo o nome de *Candidatus*, caso exista evidência genética significativa que aponte que se trata de uma nova espécie (Munn, 2011).

Os primeiros estudos filogenéticos com bactérias marinhas envolvendo RNAr 16S se iniciaram nos anos 1990, em várias regiões do mundo, trabalhando com diferentes tipos de amostras e profundidades, encontraram grupos filogenéticos semelhantes. Desta forma, podemos dizer que a aplicação de técnicas de biologia molecular e ametagenômica permitiram o avanço do estudo direto da

diversidade microbiana marinha, sem necessidade de cultivá-las. Com estas técnicas, foi possível constatar que as arqueias e as bactérias marinhas são os grupos de microrganismos mais abundantes e diversos (Bowman; Ducklow, 2019; Gregoracci et al., 2012; Munn, 2011)

As bactérias conhecidas até 2019 podem ser agrupadas em aproximadamente 80 grupos ou filos. Destes, apenas 20 grupos contêm bactérias cultiváveis em meios de cultura convencionais. Os outros 60 grupos, contém bactérias não cultiváveis. A subdivisão destes grupos de bactérias é baseada na presença de sequencias genéticas conservadas em bactérias, uma pequena parte do ácido ribonucleico conhecido por RNA ribossomal 16S (RNAr 16S). Com isso, mesmo as bactérias que não crescem em meio de cultura podem ser detectadas através da cópia do fragmento de RNAr 16S e parte da diversidade bacteriana marinha pode ser estudada. Os clados *Proteobacteria*, *bactérias Gram positivas*, *Cianobactéria, Verrucomicrobia, Planctomycetes, Cytophaga, Flavobactéria, bactéria verde sulfurosa, Espiroquetas*, bactérias verdes não sulfurosas, *Thermotoga* e *Aquifex* são os principais grupos filogenéticos com o maior número de representantes presentes em ambiente marinho (Munn, 2011).

A hipótese de Gaia, lançada por Lovelock em 1979, propunha que a biosfera, atmosfera, hidrosfera e litosfera agiam como um sistema cibernético complexo de manutenção de ambientes físico-químicos para a vida. Entretanto, hoje se sabe que o suporte para a vida é fornecido por uma miríade de processos metabólicos das bactérias e *Eukarya* microscópicos, que desempenham papéis geoativos importantes na biosfera, particularmente na biotransformação de metais e minerais, ciclagem biogeoquímica, intemperismo e formação de solo e sedimentos. Eles formam o microbioma global, que é da ordem de 10^{30} células, biomassa de 10^{17} g e uma diversidade de trilhões de espécies (Stolz, 2017).

As bactérias vivem em consórcios, agregando populações de fisiologia e metabolismo diferentes e interdependentes, controlados por sinalização química, moléculas produzidas a partir do crescimento celular de cada população. A sinalização química, ou *quorumsensing*, funciona como mecanismo de comunicação intra- e interespecífico para reconhecer flutuações de densidade populacional, controle de expressão gênica, para responder a heterogeneidade espacial e temporal e mudanças ambientais (Li; Nair, 2012). Este padrão social da vida das bactérias forma o biofilme, reunindo as bactérias na matriz extracelular de polímeros e garantindo o sucesso ecológico. O arranjo espacial de genótipos de um biofilme influencia a cooperação ou competição entre elas, definindo a forma e a função do biofilme (Davey; O´Toole, 2000).

Uma das estratégias ecológicas das bactérias é a transferência horizontal de genes, que é a troca de material genético entre células ou genomas de espécies não relacionadas. A transferência horizontal gênica é uma importante ferramenta para implantação de novas vias metabólicas que permitem adaptação a um nicho específico (Arber, 2014). Outra estratégia ecológica das bactérias é a redundância metabólica, isto é, utilizam as mesmas fontes de energia e de carbono em diferentes vias do metabolismo, aumentando a resiliência ambiental. Assim, as alterações físico-químicas drásticas não conseguirão dizimar todas as populações, com preservação sustentável da diversidade microbiana (Sambamoorthy; Raman, 2018).

As bactérias utilizam carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre para sintetizar material celular, bem como ferro, manganês, cobalto, zinco e molibdênio como cofatores de enzimas. Elas, então, são cruciais para o bom funcionamento de ecossistemas marinhos: degradam a matéria orgânica, mantendo o equilíbrio entre produção e consumo de dióxido de carbono (CO_2); este papel na base da teia alimentar assegura a liberação de nutrientes para outros níveis tróficos e, juntamente com diatomáceas, pico- e nanofitoplâncton, respondem por 50% da produção de oxigênio na Terra. Além disso, são fonte de novos bioativos para aplicações biotecnológicas como aquacultura, biorremediação e gestão de resíduos.

2. CICLOS BIOGEOQUÍMICOS

2.1. CICLO DO CARBONO

A premissa básica da biogeoquímica é que a vida surgiu através de catálise que acelerou a liberação de energia química dos sistemas água-rocha-orgânicos. Assim, os processos bioquímicos têm origens geoquímicas, e a biogeoquímica pode mapear os mecanismos de reações químicas e vias metabólicas ao longo do tempo geológico. Ficou evidente a importância da produção/consumo de intermediários metabólicos e respectivas enzimas mediados por processos microbiológicos. Estes intermediários envolvem numerosos elementos como carbono, nitrogênio, enxofre, ferro, manganês e fases gasosa, líquida e mineral de milhares de atividades microbianas, que vão da produção/oxidação até a sinalização química e a transferência lateral de genes.

Tudo se inicia com os ciclos biogeoquímicos, basicamente controlados pela luz solar, a maior fonte de energia. Neste caso, os organismos são fototróficos e realizam a fotossíntese, que é a produção de carbono orgânico e de oxigênio através da

redução de CO_2. Para produzir oxigênio, a fotossíntese oxigênica das cianobactérias, por exemplo, utiliza água como fonte redutora de CO_2. Mas, há outros organismos que utilizam ferro ou enxofre como fontes redutoras de CO_2 e não há produção de oxigênio; chama-se de fotossíntese anoxigênica (Figura 1). As bactérias verdes e as purpúreas, por exemplo, realizam a fotossíntese anoxigênica, oxidam sulfetos para reduzir CO_2 e devolvem os sulfatos (SO_4^{2-}) ou enxofre (S^0) ao meio ambiente.

As bactérias quimiolitotróficas produzem carbono orgânico na ausência de luz solar, substituindo a fonte redutora de CO_2 por compostos de nitrogênio, manganês, ferro, enxofre e hidrogênio (Figura 1). Graças a estes micróbios nitrificantes, sulfurosos e ferrosos, por exemplo, há produção de carbono orgânico na zona afótica dos oceanos, assoalho marinho bem como nos sedimentos. As bactérias que oxidam o ferro [Fe(II) solúvel para (Fe(III) insolúvel] para reduzir CO_2 são exemplo de bactérias quimiolitotróficas, que geraram rochas laminares de minério de ferro entre as eras do Arqueano e do Proterozóico. Assim, a produção das grandes reservas de ferro em Minas Gerais, por exemplo, está ligada às bactérias fotossintéticas anoxigênicas e as quimiolitotróficas.

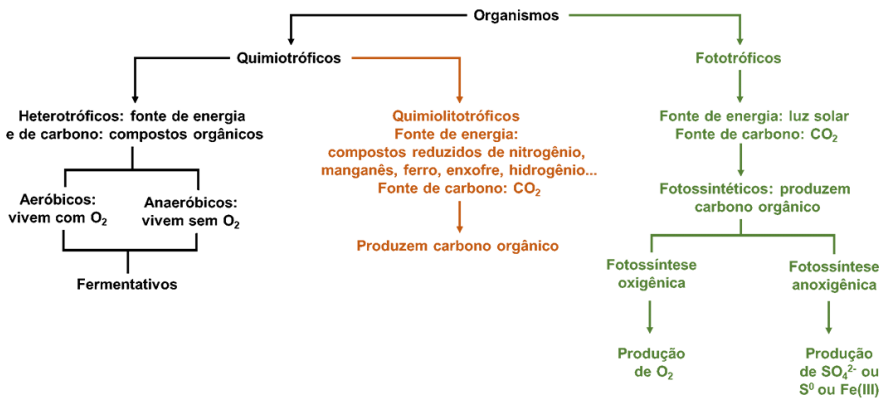


Figura 1: Distribuição dos organismos segundo as fontes de energia e de carbono que utilizam para manter o ciclo vital.

Outros organismos utilizam compostos orgânicos como fonte de energia e de carbono, como petróleo, açúcares, proteínas, etc... e são denominadas de quimiotróficos. Quando vivem em presença de oxigênio, são conhecidos como heterótrofos aeróbicos e na ausência, heterótrofos anaeróbicos (**Figura 1**). As bactérias sulfato-redutoras são anaeróbicas, utilizam o sulfato como fonte de energia e devolvem os sulfetos para o ambiente, que são utilizados pelas bactérias fotossintéticas anoxigênicas. A degradação anaeróbica da matéria orgânica envolve cadeias

alimentares microbianas complexas, começando com a hidrólise de biopolímeros por enzimas extracelulares e formação de moléculas orgânicas com tamanho ≤ 600 Da (1 Da=1,66054 x 10^{-24} g). Esta hidrólise enzimática inicial do material orgânico é limitante para a taxa de degradação global da matéria orgânica, pois os microrganismos utilizam os substratos de menor peso molecular para produzir energia química, ATP (adenosina trifosfato). Os produtos obtidos como açúcares, aminoácidos, lipídios e ácidos orgânicos podem ser oxidados aerobicamente, produzindo além do ATP, oxigênio e biomassa ou podem ser fermentados. As bactérias fermentativas podem viver ora na presença de oxigênio ora em sua ausência e produzem ATP, biomassa, ácidos graxos voláteis (ácido fórmico, acetato, propionato, butirato), H_2 e CO_2. Os produtos da fermentação, como os ácidos graxos voláteis, são usados como fonte de carbono e de energia pelas bactérias anaeróbicas sulfato-redutoras, para produção de ATP, biomassa e de compostos inorgânicos reduzidos (**Figura 2**).

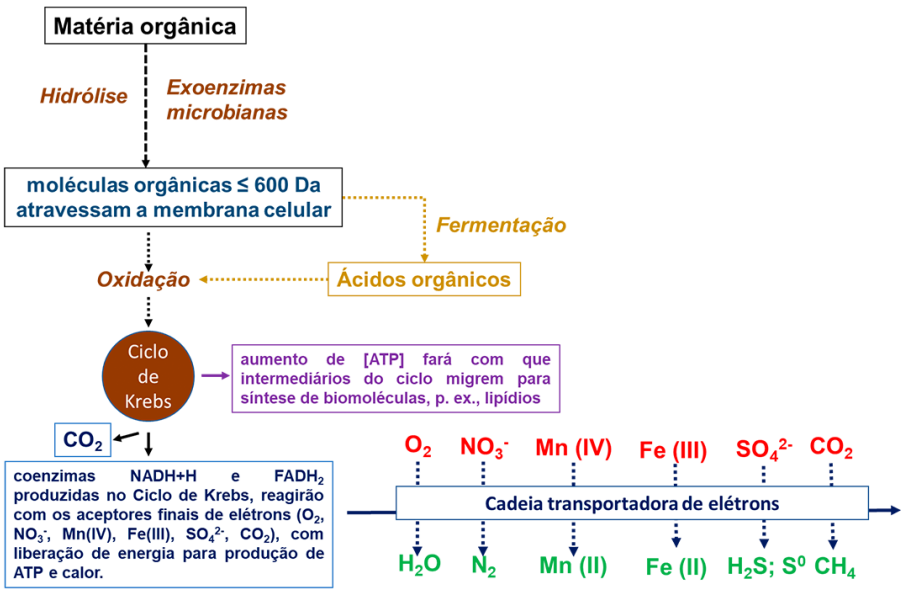


Figura 2: Principais etapas na utilização da matéria orgânica pelos microrganismos.

Os microrganismos anaeróbios estão distribuídos ao longo da coluna sedimentar, de acordo com as zonas termodinâmicas sequenciais, determinadas pelo potencial de óxido-redução (Eh) de cada aceptor final de elétrons (**Tabela 1**). Quanto maior o Eh, maior a produção de energia química (ATP) e isso só é conseguido em presença de oxigênio (aerobiose). Assim, os microrganismos aeróbios, desnitrificantes, redutores de manganês, ferro e sulfato oxidam moléculas de açúcares, aminoácidos,

Tabela 1: Aceptores finais de elétrons no consumo da matéria orgânica pelos microrganismos.

Aceptor final de elétrons e produto na cadeia transportadora de elétrons	Eh (Volts)
$O_2 \rightarrow H_2O$	+ 0,812
$NO_3^- \rightarrow N_2$	+ 0,747
$Mn(IV) \rightarrow Mn(II)$	+ 0,526
$Fe(III) \rightarrow Fe(II)$	- 0,047
$SO_4^{2-} \rightarrow H_2S$	- 0,221
$CO_2 \rightarrow CH_4$	- 0,244

lipídios e ácidos orgânicos, liberando elétrons para a redução de O_2, NO_3^-, Mn(IV), Fe(III), SO_4^{2-} em suas respectivas cadeias transportadoras de elétrons para sintetizar ATP e liberar calor, respectivamente (**Figura 2**, **Tabela 1**). Quando ocorre a depleção de sulfato, a degradação da matéria orgânica ficará a cargo das metanogênicas, que possuem espectro mais restrito, pois só utilizam H_2, CO_2 e acetato.

Outros organismos utilizam compostos orgânicos como fonte de energia e de carbono, como petróleo, açúcares, proteínas, etc... e são denominadas de quimiotróficos. Quando vivem em presença de oxigênio, são conhecidos como heterótrofos aeróbicos e na ausência, heterótrofos anaeróbicos (**Figura 1**). As bactérias sulfato-redutoras são anaeróbicas, utilizam o sulfato como fonte de energia e devolvem os sulfetos para o ambiente, que são utilizados pelas bactérias fotossintéticas anoxigênicas. A degradação anaeróbica da matéria orgânica envolve cadeias alimentares microbianas complexas, começando com a hidrólise de biopolímeros por enzimas extracelulares e formação de moléculas orgânicas com tamanho ≤ 600 Da (1 Da=1,66054 x 10^{-24} g). Esta hidrólise enzimática inicial do material orgânico é limitante para a taxa de degradação global da matéria orgânica, pois os microrganismos utilizam os substratos de menor peso molecular para produzir energia química, ATP (adenosina trifosfato). Os produtos obtidos como açúcares, aminoácidos, lipídios e ácidos orgânicos podem ser oxidados aerobicamente, produzindo além do ATP, oxigênio e biomassa ou podem ser fermentados. As bactérias fermentativas podem viver ora na presença de oxigênio ora em sua ausência e produzem ATP, biomassa, ácidos graxos voláteis (ácido fórmico, acetato, propionato, butirato), H_2 e CO_2. Os produtos da fermentação, como os ácidos graxos voláteis, são usados como fonte de carbono e de energia pelas bactérias anaeróbicas sulfato-redutoras, para produção de ATP, biomassa e de compostos inorgânicos reduzidos (**Figura 2**).

Os microrganismos anaeróbios estão distribuídos ao longo da coluna sedimentar, de acordo com as zonas termodinâmicas sequenciais, determinadas pelo potencial de óxido-redução (Eh) de cada aceptor final de elétrons (**Tabela 1**). Quanto maior o Eh, maior a produção de energia química (ATP) e isso só é conseguido em

presença de oxigênio (aerobiose). Assim, os microrganismos aeróbios, desnitrificantes, redutores de manganês, ferro e sulfato oxidam moléculas de açúcares, aminoácidos, lipídios e ácidos orgânicos, liberando elétrons para a redução de O_2, NO_3^-, Mn(IV), Fe(III), SO_4^{2-} em suas respectivas cadeias transportadoras de elétrons para sintetizar ATP e liberar calor, respectivamente (**Figura 2**, **Tabela 1**). Quando ocorre a depleção de sulfato, a degradação da matéria orgânica ficará a cargo das metanogênicas, que possuem espectro mais restrito, pois só utilizam H_2, CO_2 e acetato.

Os oceanos absorvem, aproximadamente, 30% do CO_2 antropogênico, mitigando o aquecimento global. A bomba biológica (BB) é um termo coletivo para explicar a produção de carbono orgânico particulado (COP) a partir da fixação de dióxido de carbono pela fotossíntese na zona eufótica e sua sedimentação no assoalho dos oceanos. Em torno de 50 % do COP é transformado em carbono orgânico dissolvido (COD) por exoenzimas bacterianas, lise viral, excreção de organismos consumidores de fitoplâncton. O $COD_{lábil}$ possui C:N:P=199:20:1 e poderá ser usado como fonte de carbono e energia, persistindo no ambiente por ~ 1,5 anos. A interação entre bactérias e o COP fazem com que tenham o monopólio de sua utilização como fonte de carbono e de energia, favorecendo a formação do carbono inorgânico dissolvido (CID) (Jiao et al., 2010). O COD também poderá ser gradualmente utilizado e transformado pelos micróbios e/ou processos abióticos em uma variedade de compostos com tempo de residência de ~ 40.000 anos. É o $COD_{refratário}$, com C:N:P=3,511:202:1, onde o carbono foi consumido e houve aumento de nitrogênio inorgânico. Estima-se que 5-7% do COD produzido pelos micróbios é recalcitrante e várias moléculas orgânicas já foram identificadas como porinas, D-aminoácidos, ácido murâmico e lipopolissacarídeos, permitindo a sua exportação abaixo da termoclina e sequestro no fundo dos oceanos (Jiao et al., 2014) (Figura 3).

A bomba de carbono microbiana (BCM) descreve os processos ecológicos e mecanismos químicos que produzem $COD_{refratário}$ na coluna de água (Wang et al., 2018). A resiliência do $COD_{refratário}$ à degradação por micróbios marinhos é um importante mediador do ciclo global do carbono e do conjunto de carbono do ambiente marinho. Uma vez que o atual reservatório de $COD_{refratário}$ é comparável ao de CO_2 atmosférico, a escolha de um em detrimento do outro influenciaria a mudança climática(Figura 3). Assim, as taxas relativas de exportação de COP, produção de $COD_{refratário}$ e degradação microbiana de COP e COD regulam a escala de tempo sobre a qual o carbono é armazenado no fundo dos oceanos. Pequenas mudanças teriam um grande impacto, potencialmente negativo, sobre o CO_2 atmosférico (Jiao et al., 2014).

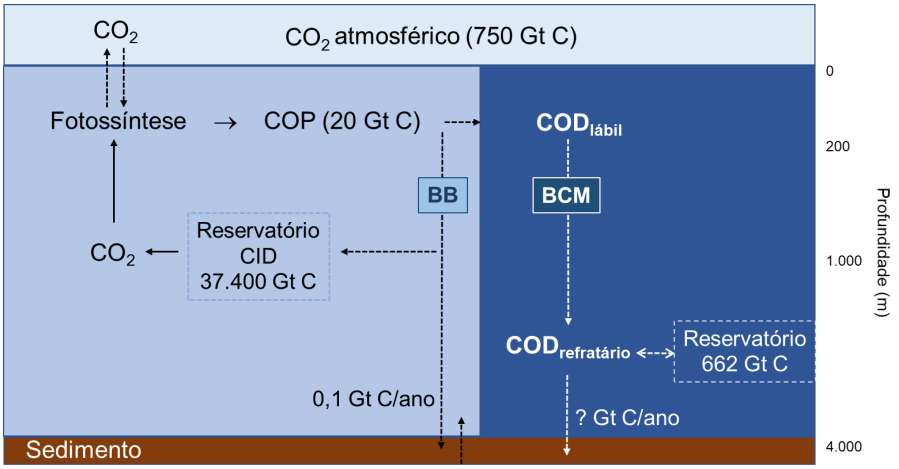


Figura 3: Mecanismos de formação dos reservatórios de carbono nos oceanos. O reservatório do carbono orgânico dissolvido refratário (CODrefratário) originado pela bomba de carbono microbiana (BCM) é comparável ao do CO2 atmosférico. O maior reservatório de carbono oceânico disponível é o carbono inorgânico dissolvido (CID) formado pela bomba biológica (BB), que transporta carbono orgânico particulado e dissolvido para o assoalho do oceano (Adaptado de Jiao et al., 2010; Jiao et al., 2014).

Atividades humanas, como a utilização de combustíveis fósseis e industrialização, têm aumentado a concentração de CO_2, com aquecimento da água do mar e da temperatura do ar e afetando a estratificação dos oceanos e a atividade microbiana. O aumento de CO_2 favorece a formação de ácido carbônico na coluna d´água, com o declínio de pH e diminuição da concentração de carbonatos, afetando os organismos que possuem esqueleto de carbonato. Este fenômeno é chamado de acidificação dos oceanos, que também tem efeito direto na divisão celular pois afeta as taxas C:N e P:N. O aumento da temperatura impactará na solubilidade de gases, principalmente do oxigênio, levando ao aumento das zonas mínimas de oxigênio (Das; Mangwani, 2015).

A fotossíntese é outro processo afetado pela acidificação dos oceanos, que traz radiação adicional no comprimento de onda ideal para os organismos fotossintéticos e radiação UV, aumentando tanto a produção primária, como a eutrofização e as zonas de oxigênio mínimo na superfície dos oceanos. O aumento da produção primária pelos microrganismos fotossintéticos também afetará as taxas de produção e transformação de $COD_{refratário}$ (Eggers et al., 2014). Considerando a abundância e diversidade de micróbios (Figura 1), a complexidade dos ecossistemas microbianos e a sensibilidade às mudanças ambientais, principalmente o declínio de pH, eles modificarão eficiências e/ou redundâncias metabólicas, diminuindo a capacidade do armazenamento de carbono pelo BCM e, a longo prazo, pelo BB, com implicações nas estratégias de gerenciamento de sequestro de

Atividades humanas, como a utilização de combustíveis fósseis e industrialização, têm aumentado a concentração de CO_2, com aquecimento da água do mar e da temperatura do ar e afetando a estratificação dos oceanos e a atividade microbiana. O aumento de CO_2 favorece a formação de ácido carbônico na coluna d´água, com o declínio de pH e diminuição da concentração de carbonatos, afetando os organismos que possuem esqueleto de carbonato. Este fenômeno é chamado de acidificação dos oceanos, que também tem efeito direto na divisão celular pois afeta as taxas C:N e P:N. O aumento da temperatura impactará na solubilidade de gases, principalmente do oxigênio, levando ao aumento das zonas mínimas de oxigênio (Das; Mangwani, 2015).

A fotossíntese é outro processo afetado pela acidificação dos oceanos, que traz radiação adicional no comprimento de onda ideal para os organismos fotossintéticos e radiação UV, aumentando tanto a produção primária, como a eutrofização e as zonas de oxigênio mínimo na superfície dos oceanos. O aumento da produção primária pelos microrganismos fotossintéticos também afetará as taxas de produção e transformação de $COD_{refratário}$ (Eggers et al., 2014). Considerando a abundância e diversidade de micróbios (Figura 1), a complexidade dos ecossistemas microbianos e a sensibilidade às mudanças ambientais, principalmente o declínio de pH, eles modificarão eficiências e/ou redundâncias metabólicas, diminuindo a capacidade do armazenamento de carbono pelo BCM e, a longo prazo, pelo BB, com implicações nas estratégias de gerenciamento de sequestro de carbono e na saúde do ecossistema costeiro (Figura 3).

2.2. CICLO DO NITROGÊNIO

O nitrogênio é elemento base na indústria de cosméticos, explosivos e fertilizantes, na substituição dos gases clorofluorcarbonos (CFC's) dos refrigeradores, alimentação humana e animal. Para animais e vegetais, o nitrogênio é macronutriente essencial para o desenvolvimento. De todos os ciclos biogeoquímicos, o do nitrogênio é conduzido por complexas transformações microbianas. Ele se inicia pela fixação microbiana de nitrogênio em que o N_2 é reduzido para amônia (NH_3) e incorporado aos aminoácidos, proteínas e material genético de macro- e microrganismos. Outros destinos da amônia são: (1) oxidação pelo nitrito em anaerobiose (ANAMMOX) com produção de N_2 ou seguir para o processo de (2) nitrificação em aerobiose, gerando nitrito (NO_2^-) e depois nitrato (NO_3^-), utilizado por produtores primários e microrganismos heterotróficos. A nitrificação é um processo aeróbio de produção de carbono orgânico, realizado pelos microrganismos quimiolito-

tróficos. Em ambientes anaeróbios, os microrganismos transformam os produtos da nitrificaçãoem óxido nítrico (NO), N_2O (óxido nitroso) e, finalmente, nitrogênio molecular (N_2), que retorna à atmosfera, em um processo denominado desnitrificação. A desnitrificação é um processo realizado pelos microrganismos heterótrofos anaeróbios (Figura 4). Todas as formas químicas no ciclo do nitrogênio são reativas (N_R). Desde o século XXI, dois terços do fluxo anual de N_R que entra na atmosfera foram gerados por ação antrópica. Isto tem promovido efeitos danosos como mudanças no clima, redução da biodiversidade, danos à saúde humana através de aerossóis e ozônio (Fagodiya et al., 2017). Por outro lado, o aumento de NR também trouxe importantes benefícios, pois, através da fixação industrial foi possível o fornecimento de alimentos para uma crescente população humana global, além de estimular o sequestro global de CO_2 por ecossistemas terrestres e marinhos.

O gás óxido nítrico (NO) sofre oxidação para nitrito (NO_2^-) e este atua como fotocatalisador na formação de ozônio (O_3) troposférico, principal poluente responsável pela formação do smog fotoquímico nas cidades, que diminuia produtividade agrícola, a capacidade pulmonar e intensifica problemas cardiovasculares (Figura 4). Ao contrário, o ozônio estratosférico, formado pela radiação solar em comprimentos de onda ultravioleta e infravermelho, protege os seres vivos da radiação ultravioleta B. O nitrito (NO_2^-) pode reagir com moléculas orgânicas e formar o PAN (peroxiacetilnitrato), composto altamente tóxico que estabiliza e transporta o nitrogênio reativo para zonas rurais, por exemplo, onde reações de equilíbrio recompõem o NO_{2-} (Figura 4). Este, em presença de luz, também pode gerar ozônio em regiões rurais. Posteriormente, radicais OH reagem com o NO_2^- na troposfera, gerando ácido nítrico (HNO_3), que pode retornar ao solo por processo de deposição seca ou úmida (Figura 4). No solo, HNO^3 pode reagir com óxidos de alumínio (Al_2O_3) ou chumbo (PbO), liberando espécies tóxicas aos vegetais (Al_3^+) ou ao homem (Pb_2^+). O nitrato, produto destas reações, pode ser lixiviado para corpos d´água e favorecer a eutrofização (Capítulo 19).

A ação desnitrificante de bactérias pode transformar o nitrato no gás óxido nitroso (N_2O), que retorna a atmosfera com propriedades de gás estufa. Posteriormente, o gás N_2O pode atuar como catalisador e decompor as moléculas de ozônio na estratosfera, diminuindo a concentração da camada protetora de ozônio na estratosfera (Figura 4). A deposição de nitrogênio antropogênico nos oceanos favorecerá também a produção de N_2O, da ordem de 0,06-0,34 Tg N/ ano (1 Tg=1012 g), especialmente em regiões sensíveis ao oxigênio dissolvido, como as áreas costeiras (Florez-Leiva et al., 2010).

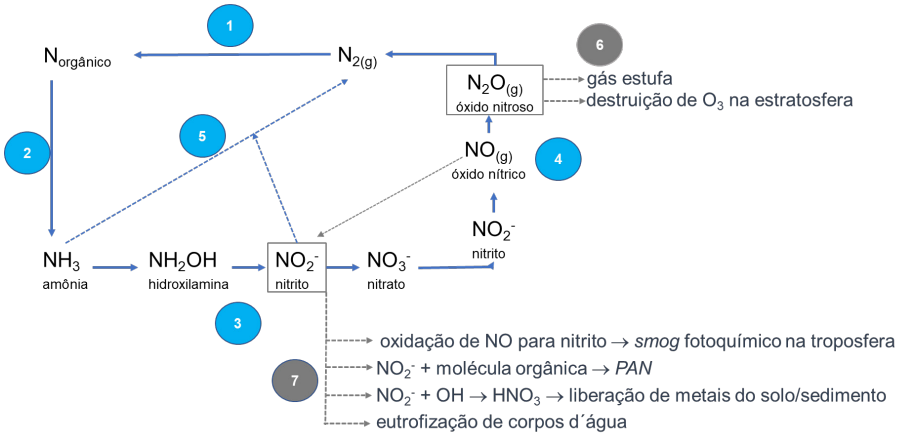


Figura 4: Ciclo do nitrogênio e envolvimento de suas espécies reativas nas mudanças climáticas globais. A fixação biológica de nitrogênio origina o nitrogênio orgânico (1), que será reduzido a amônia e liberada no ambiente (2). A nitrificação aeróbica é a oxidação da amônia, gerando hidroxilamina, nitrito e nitrato (3). A desnitrificação é anaeróbica, com produção de nitrogênio atmosférico (4). A amônia também é oxidada pelo nitrito em anaerobiose, produzindo nitrogênio atmosférico no processo ANAMMOX (5). As mudanças climáticas globais irão alterar as espécies reativas nitrito e óxido nitroso, causando problemas na atmosfera, água e solo/sedimento (6 e 7).

O aumento das concentrações de CO_2 na atmosfera e a acidificação dos oceanos acarreta impacto direto no ciclo do nitrogênio. Por um lado, haverá aumento da fixação de nitrogênio marinho pelos microrganismos, graças ao aumento das zonas mínimas de oxigênio e disponibilidade de nutrientes ligada ao aumento da produção de carbono orgânico. Entretanto, a atividade da enzima que fixa o nitrogênio atmosférico, a nitrogenase, é limitada por ferro em aproximadamente 35-75% nos oceanos. A queda do pH nos oceanos, pelo aumento de CO_2, diminui a biodisponibilidade de ferro dissolvido. Haverá maior disponibilidade de amônia e de nitrogênio orgânico dissolvido, mas também de formas reativas como N_2O geradas pelo aumento das zonas mínimas de oxigênio nos oceanos, que escaparão para a atmosfera, causando os problemas ambientais acima relatados (Fowler et al., 2015).

2.3. CICLO DO ENXOFRE

Os ciclos do enxofre e do carbono estão ligados às mudanças das condições redox na superfície terrestre, onde o primeiro é responsável por mais de 50% da degradação da matéria orgânica em sedimentos costeiros. O enxofre é um elemento essencial para a vida e ocorre como constituinte de aminoácidos (cisteína e metionina), coenzimas (coenzima A) e em metaloproteínas, que contêm

núcleos ferro-enxofre e são encontradas, por exemplo, na cadeia transportadora de elétrons (citocromo-C-oxidase). Os microrganismos assimilam enxofre inorgânico, que servem como receptores ou doadores de elétrons para a geração de energia (ATP); os animais só assimilam enxofre orgânico. As formas inorgânicas mais relevantes que entram no ciclo biológico são enxofre molecular (S^o), sulfato (SO_4^{2-}), sulfeto (H_2S), tiossulfato ($S_2O_3^{2-}$) e sulfito (SO_3^{2-}).

Neste ciclo formam-se dois maiores reservatórios de enxofre nos oceanos: um oxidado, evaporitos de sulfato e um outro reduzido, a pirita (FeS_2). Os evaporitos são precipitações de sulfato, geralmente na forma de gipsita ($CaSO_4.H_2O$) ou anidrita ($CaSO_4$). O estudo da geologia e sedimentologia destas rochas sedimentares são importantes pela riqueza em minérios, 70% dos campos de petróleo gigantes estão em rochas carbonáticas relacionados a depósitos evaporíticos, além de ter a função de selante no reservatório de petróleo.

O ciclo do enxofre abrange a redução do sulfato, a oxidação de sulfetos e a dismutação, onde um intermediário é convertido em dois outros com diferentes valências, com produção de carbono orgânico e/ou a sua degradação para uso como fonte de carbono e de energia. O sulfato é a forma estável de enxofre em ambientes óxicos. O intemperismo e a lixiviação de rochas e sedimento são as principais fontes de enxofre para o oceano. A redução de sulfato evoluiu, aproximadamente, há 3,47 bilhões de anos atrás e as bactérias redutoras de sulfato devem ser consideradas microrganismos ancestrais, que contribuíram para o ciclo biogeoquímico primordial do enxofre, logo que a vida surgiu no planeta.

Devido à grande concentração de sulfato na água do mar (28 mM com salinidade de 35), ele penetra alguns metros no sedimento e fornece energia para os microrganismos anaeróbios redutores de sulfato. A redução do sulfato para sulfeto (H_2S, HS^- ou S^{2-}) é a etapa essencial do ciclo de enxofre, mediada exclusivamente por microrganismos anaeróbicos, presentes em áreas geotermais, solos, sedimentos, lamas estuarinas, tapetes microbianos, poços de petróleo e gás natural, lodo anaeróbio, trato digestivo de humanos e animais (Figura 5). A biodegradação da matéria orgânica fornece equivalentes de redução que reduzem sulfato para sulfetos na cadeia transportadora de elétrons com produção de ATP (Figura 2). O sulfato é a forma incorporada às substâncias orgânicas como aminoácidos, por exemplo, que ao serem degradados, irão liberar sulfetos (Figura 5).

Em ambiente aeróbio, bactérias quimiolitotróficas, que oxidam o sulfeto, produzem o enxofre elementar (S^0) que, por sua vez, também poderá ser oxidado a sulfato ($SO4_2^-$); os dois processos produzem carbono orgânico e são

os únicos aeróbios do ciclo do nitrogênio. Em ambientes anaeróbios, o enxofre elementar (S^0) pode ser reduzido para sulfeto. A reciclagem desse sulfeto para enxofre elementar se dará por bactérias anaeróbicas que realizam a fotossíntese anoxigênica com produção de carbono orgânico. O mesmo processo se dará com enxofre elementar para produção de sulfato (Figura 5). A dismutação é realizada por bactérias anaeróbias, com formação de dois produtos, um oxidado e outro reduzido (Figura 5). Em nosso exemplo, usamos tiossulfato ($S_2O_3^{2-}$) com produção de sulfeto (produto reduzido) e sulfato (produto oxidado). Outros substratos poderiam ser usados em reações de dismutação: enxofre elementar, tetrationato ($S_4O_6^{2-}$) e sulfito (SO_3^{2-}). O sulfito também poderá ser reduzido para produzir sulfeto (Figura 5).

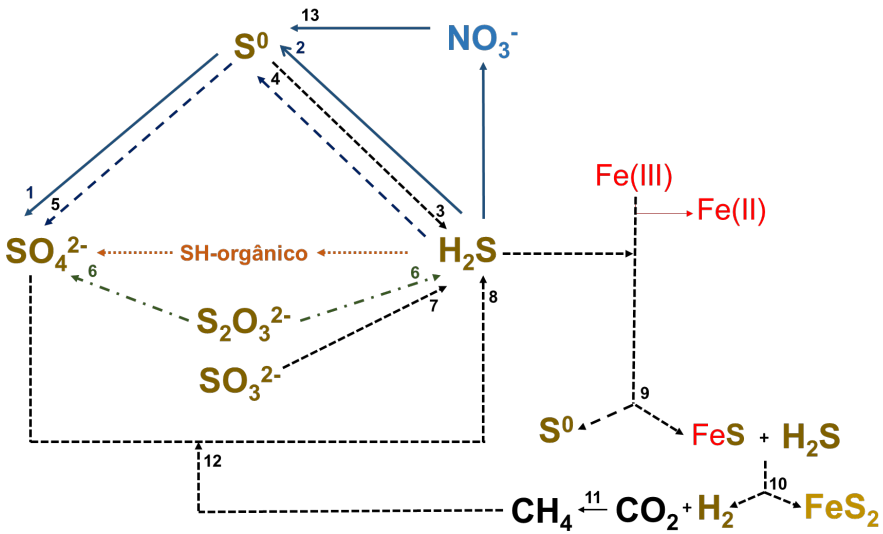


Figura 5: Ciclo do enxofre e interseção com os ciclos do nitrogênio e do ferro. 1- oxidação de sulfeto para enxofre elementar com produção de carbono orgânico por bactérias quimiolitotróficas aeróbias. 2- oxidação de enxofre elementar para sulfato com produção de carbono orgânico por bactérias quimiolitotróficas aeróbias. 3- redução de enxofre elementar para sulfeto por bactérias anaeróbias. 4- oxidação de sulfeto com produção de enxofre elementar e de carbono orgânico por bactérias fotossintéticas anoxigênicas. 5- oxidação de enxofre elementar com produção de sulfato e de carbono orgânico por bactérias fotossintéticas anoxigênicas. 6- dismutação anaeróbica do tiossulfato com produção de sulfato e de sulfeto. 7- redução anaeróbica de sulfito com produção de sulfeto. 8- redução do sulfato com produção de sulfeto por bactérias redutoras de sulfato. 9- redução do Fe(III) age como oxidante do sulfeto produzindo enxofre elementar e sulfeto de ferro. 10- sulfeto de ferro reage com sulfeto e produz pirita, o ouro dos tolos e hidrogênio. 11- metanogênese. 12- oxidação anaeróbica do metano acoplada à redução do sulfato e produção de sulfeto. 13- oxidação do sulfeto por bactérias quimiolitotróficas aeróbias desnitrificantes com produção de enxofre elementar e/ou sulfato.

A produção de sulfetos pelas bactérias sulfato-redutoras não só liga a teia microbiana de degradação da matéria orgânica à oxidação do carbono orgânico para CO_2, mas também faz interseção com os ciclos biogeoquímicos do ferro e do nitrogênio para produção de carbono orgânico (Figura 5). Anualmente, 5 milhões de toneladas de pirita (FeS_2) são formadas e é o produto microbiano final, termodinamicamente estável, de compostos de ferro reagindo com sulfeto em sedimentos reduzidos. Este grande reservatório é contrabalanceado pela produção de carbono orgânico na fotossíntese. A formação de pirita fornece equivalentes redutores na forma de H_2 que podem ser acoplados à redução de CO_2 para CH_4, participando de um ciclo de enxofre críptico em sedimentos marinhos profundos, onde poderia suportar as formas de vida da biosfera profunda (Figura 5). Quando o sulfato acaba, a metanogênese se torna o processo terminal de mineralização de matéria orgânica. É estimado que 3-4% do fluxo de carbono orgânico global para o fundo do mar seja metano. A conversão global de FeS (monosulfeto) com H_2S (sulfeto) para formar FeS_2 (pirita) depende de metabolismo sintrófico entre as bactérias quimiolitotróficas, as redutoras de sulfato e as metanogênicas:

$$(1)\ 4\,FeS + 4\,H_2S \rightarrow 4\,FeS_2 + 4\,H_2$$
$$(2)\ CO_2 + 4\,H_2 \rightarrow CH_4 + {}_2H2O$$
$$(3)\ 4\,FeS + 4\,H_2S \rightarrow 4\,FeS_2 + CH_4 + 2\,H_2O \qquad \Delta G^{0\prime} = -295\ KJ/mol\ CH_4$$

O ciclo do nitrogênio também interage com o ciclo do enxofre, quando o nitrato oxida o sulfeto através das bactérias quimiolitotróficas aeróbias desnitrificantes com produção de enxofre elementar e/ou sulfato e nitrogênio atmosférico. É bom lembrar que neste processo também ocorre produção de carbono orgânico. Neste caso, fica a cargo das bactérias quimiolitotróficas aeróbias desnitrificantes e o nitrogênio molecular se perde na atmosfera (Figura 5).

As emissões naturais de enxofre têm sido atualmente superadas pelas emissões antrópicas, principalmente pela queima de combustíveis fósseis. A disponibilidade de processo anaeróbio de redução de sulfato da zona costeira para o fundo do mar, impacta fortemente o ciclo global de enxofre marinho, pois é a área mais afetada pelas alterações climáticas e pela eutrofização. O fitoplâncton marinho, corais e bactérias marinhas sintetizam dimetilsulfoniopropionato (DMSP) e dimetilsulfureto (DMS), compostos voláteis de enxofre produzidos em estuários, áreas costeiras e superfície dos oceanos. Nos sistemas biológicos, DMSP é sintetizado como soluto compatível envolvido em osmoregulação e crioproteção e o DMS, produto de clivagem enzimática,

serve como sistema antioxidante. Estima-se que 28,1 Tg/ano de enxofre são transferidos para a atmosfera e o DMS é a maior fonte de enxofre na troposfera. O DMS é oxidado durante o dia por OH e à noite, por NO_3^-, gerando dióxido de enxofre (SO_2), e seu produto oxidado, o sulfato (SO_4^{2-}). Esta oxidação ocorre dentro das nuvens ou sob condições de céu claro e os aerossóis SO_2 e SO_4^{2-} são transportados até as regiões terrestres. Na atmosfera, estes aerossóis aumentam a deposição atmosférica ácida e contribuem para a dispersão da radiação solar. Os aerossóis agem nos núcleos de condensação de nuvens, onde as gotículas de água condensam e crescem, impactando potencialmente o albedo da nuvem e trazendo consequências para as propriedades radiativas da atmosfera, como o retro espalhamento e a refletividade de radiação.

A produção de DMSP pode ser afetada por fatores ambientais como intensidade luminosa, temperatura, salinidade, pH, disponibilidade de nutrientes e herbivoria. Além disso, a modificação da dominância/diversidade dos produtores de DMSP ocorrerá em resposta ao aquecimento climático, eutrofização e acidificação oceânica, contribuindo para a produção de carbono e enxofre refratários sob condições desfavoráveis de crescimento. As taxas de oxidação de DMS dependem do pH da água das nuvens, que é controlado pelas concentrações de ácido nítrico (HNO_3), amônia (NH_3) e dióxido de carbono (CO_2). Os oceanos desempenham um papel crucial na dinâmica dos gases atmosféricos, incluindo os de efeito estufa (CO_2, N_2O e CH_4) e o gás de arrefecimento climático (DMS). Os oceanos recebem mais de um quarto do CO_2 de emissões naturais e antropogênicas da terra, e produz e libera N^2O e CH^4 para a atmosfera, perfazendo cerca de um terço de N_2O do total atmosférico e percentagens menores para CH_4. As mudanças globais estão aumentando as zonas mínimas de oxigênio, favorecendo os processos anaeróbicos como a produção de sulfetos e precipitação de minerais de enxofre, como pirita. A interação dos ciclos do carbono, enxofre e nitrogênio gera produtos como o metano, que é um gás estufa e nitrogênio molecular, que é a perda deste macronutriente para a atmosfera.

3. ATIVIDADE BACTERIANA NA BAÍA DE GUANABARA

Ao longo deste capítulo focaremos na atividade das bactérias marinhas na Baía de Guanabara, dada a diversidade de estudos existentes. Portanto, em linhas gerais, foram incluídas breves descrições dos principais grupos de microrganismos encontrados em ambientes marinhos para auxiliar o leitor a compreender o papel dos microrganismos na cadeia alimentar marinha e a atividade bacteriana na Baía de Guanabara. Os microrganismos marinhos formam o maior componente do

plâncton, termo genérico usado em biologia marinha para se referir aos organismos suspensos na coluna d'água que não tem força suficiente de locomoção para vencer a intensidade da correnteza, sendo levados por ela (Clarke, 2008; Munn, 2011). O plâncton tradicionalmente mais estudado é o fitoplâncton e o zooplâncton. Porém, também podemos incluir o bacterioplâncton e o virioplâncton para se referir às bactérias e vírus que compõe o plâncton (Tabela 2).

Tabela 2: Classificação do plâncton por tamanho das células dos microrganismos (adaptado de Munn, 2011).

Classificação do plâncton por tamanho	Escala em relação ao metro	Faixa de tamanho (μm)	Microrganismos
Fentoplâncton	10^{-15}	0,01-0,20	Vírus
Picoplâncton	10^{-12}	0,20-2,00	Bactérias, arqueias, alguns flagelados
Nanoplâncton	10^{-9}	2,00-20,00	Flagelados, diatomáceas, dinoflagelados
Microplâncton	10^{-6}	20,00-200,00	Ciliados, diatomáceas, dinoflagelados e outras algas

3.1. PRODUÇÕES PRIMÁRIA E BACTERIANA NA BAÍA DE GUANABARA

Nesta seção iremos explorar a relação que existe entre a produção primária e a produção bacteriana. Inicialmente, faremos os resumos dos trabalhos de pesquisadores que estudaram a produção primária na Baía de Guanabara, sem obedecer, contudo, a cronologia das publicações, mas sim a sequência das ideias expostas ao longo do texto. Finalmente, faremos a ligação da produção primária com a bacteriana, locais de maior produção bacteriana e relação com as partículas virais. Em linhas gerais, a produtividade primária pode ser definida de duas formas: produtividade primária bruta ou líquida. A primeira é definida pela quantidade total de CO_2 incorporado como material celular (carboidratos, por exemplo) em presença de luz solar. A produtividade líquida é medida pela fração de CO_2 disponível, descontada a perda através da respiração (Munn, 2011).

O fitoplâncton é o principal responsável pela alta produtividade primária encontrada nas camadas superficiais dos oceanos (Figura 1). Porém, é importante ressaltar a importância dos microrganismos fotoautotróficos e quimiolitróficos (presentes nas esteiras microbianas, interações simbióticas, fumarolas e fontes) na produtividade primária (Bowman;Ducklow, 2019). Por exemplo, as bacté-

rias fotossintéticas anoxigênicas são responsáveis por 5% da produção primária (Munn, 2011). Estudos realizados na Baía de Guanabara no período de 1998 a 2000 mostraram que a comunidade do fitoplâncton se distribui de acordo com as concentrações de nitrogênio e clorofila, sendo a região da Urca classificada como mesotrófica e a de Ramos, como hipertrófica (Villac; Tenenbaum, 2010). Desta forma, a Urca tem uma maior contribuição da fração de microplâncton autotrófico (Tabela 2) e maior número de espécies (168) do que Ramos (68). O Canal Central da Baía de Guanabara continua com a qualidade das águas melhor que a da Praia do Galeão desde 1980, independente da época do ano (Villac; Tenenbaum, 2010; Valentin et al., 2018).

O número total de células de fitoplâncton na Baía de Guanabara varia entre 10^5 e 10^9 células por litro (Villac; Tenenbaum, 2010) e mantém alta concentração de células (10^7 células por litro) há 30 anos (Valentin et al., 2018). As variações nas concentrações representam as diferentes condições ambientais de cada localidade da Baía de Guanabara e as características de cada estação do ano. Estas diferenças podem interferir na transferência de energia na teia alimentar aquática da Baía de Guanabara (Villac; Tenenbaum, 2010). Os valores de nutrientes e fitoplâncton na Praia do Galeão podem chegar até o dobro ou o triplo dos valores encontrados no Canal Central (Valentin et al., 2018). Entretanto, apesar da melhor qualidade da água do Canal central, a renovação das águas pelas marés transporta a pluma de superfície da água contaminada e os microrganismos da Baía de Guanabara para a Plataforma Continental adjacente (Valentin et al., 2018).

O estudo de Cotovicz et al. (2018) mostrou que o fitoplâncton direciona o comportamento do carbono orgânico na Baía de Guanabara, além do fluxo e valores de pCO_2 (Cotovicz , 2015). A proporção de matéria orgânica particulada e dissolvida nas águas superficiais da baía está diretamente correlacionada à biomassa de fitoplâncton e está muito acima dos valores encontrados em outras zonas costeiras do mundo, chegando a 10^5 g C m^{-2} ano^{-1}, o que corresponde entre 8 e 40% da produtividade primária líquida (Cotovicz et al., 2018).

Os rios são os principais carreadores de matéria orgânica e nutrientes para a Baía de Guanabara. Por exemplo, Marimbondo, Imbuaçu, Brandoas e Guaxindiba localizados em São Gonçalo, leste da Baía de Guanabara, introduzem nutrientes como fosfato, nitrato e nitrito (Aguiar, Baptista-Neto, Rangel, 2011). A matéria orgânica carreada pelos rios é depositada nos sedimentos e é degradada pelas bactérias (Figura 2), com liberação de nutrientes e carbono que estimula ainda mais a produtividade primária na região. Portanto, o aumento da produ-

tividade primária pode ser uma das consequências diretas da eutrofização decorrente do aumento das concentrações de nutrientes nos rios. Esse aumento da produtividade primária leva ao estado de hipoxia e até de anoxia, muito comum nas camadas próximas ao sedimento da Baía de Guanabara, contrastando com a supersaturação de oxigênio dissolvido da superfície da coluna d'água (Aguiar, Baptista-Neto, Rangel, 2011). Como salientado por Aguiar, Baptista-Neto, Rangel (2011), há uma relação significativa entre as bactérias e fitoplâncton, pois as primeiras consomem o carbono orgânico fixado pelo segundo, tornando-se elementos chave nos ciclos biogeoquímicos (Item 1.1). Assim, os produtores primários e bactérias estabelecem uma relação trófica, mas outros microrganismos também se relacionam troficamente na alça microbiana: picoplâncton serve de pastagem ao nanoplâncton, que serve de pastagem para o microplâncton e, finalmente, ao mesoplâncton (Tabela 2) (Meyer-Reil, 1982; Azam et al., 1983).

A hidrodinâmica intensa na entrada da Baía de Guanabara leva à separação da coluna d'água em duas camadas distintas (estratificação), limitando a interação trófica entre os organismos planctônicos de cada camada (Guenther et al., 2012). Na superfície, a alça microbiana é composta por picoplâncton autotrófico, nanoplâncton heterotrófico, microzooplâncton e mesozooplâncton. Próximo ao fundo, cadeias alimentares menores compostas por microplâncton autotrófico e mesozooplâncton possuem grande quantidade de carbono para exportar. Desta forma, estima-se que, enquanto a camada mais profunda move-se em direção à parte interna da Baía de Guanabara, a camada superficial flui em direção ao oceano. Portanto, durante as marés de quadratura a exportação de carbono é maior que a regeneração (balanço positivo), exportando carbono nas duas direções. No caso de regeneração maior que a exportação (balanço negativo), o fluxo vertical de carbono inorgânico (CO2) é do fundo para a superfície ou da superfície para a atmosfera (Guenther et al., 2012).

A complexa relação entre os vários níveis tróficos é mediada por controles de *bottom-up* (como disponibilidade de recursos e competição) e de *top-down* (como predação e lise viral), além de interações bactéria-bactéria (como alelopatia ou vivência em consórcio). No caso da entrada da Baía de Guanabara, o controle é *bottom-up* pois há disponibilidade de carbono e nutrientes para produção primária, comandada pelas bactérias (picoplâncton autotrófico). A eficiência e a rápida taxa de crescimento mostram que a produção bacteriana pode chegar a 20% da produção primária (Williams, 1981) e representa importante ligação entre detritos, matéria orgânica dissolvida e outros níveis tróficos (Ducklow et al., 1986). A disponibilidade de recursos na Baía de Guanabara, como nutrientes e matéria

orgânica, faz com que que a taxa de produção bacteriana seja alta. Gonzalez et al. (2005) estimaram a produção bacteriana de proteínas na Baía de Guanabara através da taxa de incorporação da leucina marcada radioativamente (3^{H}-leucina). Os resultados mostraram que a produção bacteriana foi menor no Canal Central da Baía de Guanabara (0,62 ± 0,01μg C L^{-1} h^{-1}), na Urca (0,50 ± 0,12μg C L^{-1} h^{-1}) e na Ilha de Paquetá (0,16 ± 0,01 μg C L^{-1} h^{-1}), enquanto que na Ilha do Governador a produção foi a mais alta (3,86 ± 0,48 μg C L^{-1} h^{-1}). A baixa produção bacteriana encontrada na Urca, no canal central e na Ilha de Paquetá está relacionada à melhor qualidade da água. Estas regiões apresentam baixas concentrações de nutrientes e matéria orgânica dissolvida pois recebem águas costeiras do oceano Atlântico. Já a Ilha do Governador, que recebe grandes quantidades de matéria orgânica/esgoto, apresentou maior produtividade bacteriana (Gonzalez et al., 2005).

A relação entre a produtividade bacteriana e a fitoplanctônica foi estudada por Guenther, Valentin (2008), que buscaram compreender as interações tróficas e os fluxos de carbono. Os autores concluíram que diferenças na temperatura da água, na fonte de nutrientes e na matéria orgânica resultaram em diferenças na qualidade e quantidade da matéria orgânica particulada produzida (Guenther;Valentin, 2008). Desta forma, a Baía de Guanabara apresentou altas taxas de produtividade fitoplanctônica (entre 23-582 μMC h^{-1}), contribuindo para a produção de matéria orgânica dissolvida que, por sua vez, aumentou a produtividade bacteriana ($0,9_{-4,4}$ μMC h^{-1}). Segundos os autores deste estudo, a razão entre produtividade bacteriana e fitoplanctônica foi de 4% na Baía de Guanabara (Guenther; Valentin, 2008), estando bem abaixo dos índices obtidos em outro trabalho (Williams, 1981). Entretanto, nas regiões muito impactadas da Baía de Guanabara, com entrada de esgoto e rios contaminados, principalmente durante o inverno, a correlação entre carbono orgânico e pigmentos de fitoplâncton foi fraco ou ausente. Os autores reportaram um tempo de ciclagem de carbono orgânico entre 117 dias no inverno e 34 dias no verão Cotovicz et al. (2018).

Kalas et al. (2009) estudaram a composição isotópica e molecular do material particulado que chega ou é produzido na Baía de Guanabara. As maiores contribuições de coprostanol chegam à baía com os rios afluentes; lembrando que este esterol fecal é um marcador molecular antropogênico, formado pela hidrogenação bacteriana do colesterol no intestino de animais superiores (Carreira et al., 2001). Também foi verificada abundância de esteróis algáceos e predominância de matéria orgânica particulada autóctone, como esperado para uma baía eutrofizada. O nitrogênio disponível para a produção primária vem da biodegradação

da matéria orgânica do esgoto, com produção de amônia, podendo-se salientar, assim, a importância da produção bacteriana neste ciclo geoquímico.

Um dos estudos pioneiros sobre virioplâncton na Baia de Guanabara reportou uma das maiores abundâncias já encontradas no mundo, 6,41 x 10^6±4,82 x 10^8partículas por mL^{-1}(Cabral et al., 2017). Os autores mostraram que o número de partículas virais está associado com o número de bactérias presentes na coluna d´água. A média da razão vírus/bactéria encontrada foi 26,90 e 27,78 na superfície e fundo respectivamente, sendo a eutrofização a principal responsável pela abundância e distribuição do bacterioplâncton e virioplâncton na coluna d´água. A maior razão vírus/bactéria foi encontrada na parte interna da baía, diminuindo em direção à entrada, onde as águas são mais limpas. Este estudo também mostrou variações sazonais na razão vírus/bactéria, com maiores valores no inverno, entretanto, na Ilha de Paquetá, a maior razão foi encontrada no verão (Cabral et al., 2017).

Os rios que deságuam na Baía de Guanabara são fonte de matéria orgânica em suspensão, rica em nutrientes e poluentes para o ambiente estuarino. A fim de verificar a biodegradação, foram realizados bioensaios com água coletada no nordeste da Baía de Guanabara, com alto grau de eutrofização e presença de esgoto sanitário. Durante 61 dias foram retiradas amostras da matéria orgânica em suspensão para acompanhar o processo de biodegradação sob aeração: houve alterações no potencial redox, pH e aumento na concentração dos metais (Ni, Pb, Cu, Cr, Mn e Fe). O oxigênio dissolvido induziu o crescimento das bactérias aeróbias, embora bactérias, desnitrificantes, fermentativas e sulfato-redutoras ocorreram concomitantemente. A fermentação promoveu a acidificação da coluna d´água, mobilizando metais e favorecendo a degradação de hidrocarbonetos de petróleo. Considerando a importância nutricional da matéria orgânica em suspensão e os níveis tóxicos de cobre detectados, pesquisas futuras deverão concentrar esforços na diagênese deste material, a fim de reduzir o impacto da acidificação oceânica na biota marinha (Krepsky et al., 2019).

3.2. ATIVIDADE BACTERIANA NO SEDIMENTO DA BAÍA DE GUANABARA

Sistemas costeiros, principalmente os estuários, têm papel importante no transporte de matéria orgânica continental para os oceanos (McCallister et al., 2006). Existem cinquenta e cinco rios que escoam em direção à Baía de Guanabara e os contribuintes mais importantes são Iguaçu, Caceribu, Macacu, Guapi-

mirim, Estrela, Sarapuí e o São João de Meriti (Coelho, 2007; Amador, 2012). Nesta seção traremos a contribuição de pesquisadores que estudaram o aporte da matéria orgânica à baía e seus efeitos nos ciclos biogeoquímicos. Entretanto, no sistema estuarino da Baía de Guanabara, o destino da matéria orgânica particulada da baía não é a exportação para o oceano, mas a sua acumulação nos sedimentos, com predominância de colesterol e fitoesteróis, originários do plâncton. Martins et al. (2016) evidenciaram este fenômeno usando assinaturas elementares (C/N= 5-7) e isotópicas ($\delta^{13}C$ = -25,3 a -16,2 ‰ e $\delta^{15}N$ = 4,6 a 11,2 ‰) da matéria orgânica particulada no verão e outono, ao longo de um transecto na Baía de Guanabara. Também é importante lembrar que a taxa de sedimentação na baía é, aproximadamente, 1 cm/ano, empregando-se ^{210}Pb (Godoy et al. 2012).

O sedimento possui partículas minerais, matéria orgânica e organismos vivos e é o local onde ocorre múltiplos processos físico-químicos e biológicos, designados como diagênese (Berner, 1980). A biodegradação da matéria orgânica desencadeia reações físico-químicas em quase todos os processos que envolvem a diagênese: oxirredução, autigênese (formação de novos minerais), dissolução/precipitação, difusão e compactação. Estas reações são possíveis porque o metabolismo microbiano atua tanto nas substâncias orgânicas como fontes de carbono e nutrientes quanto nas inorgânicas, como metais e minerais, por exemplo. Assim, os processos que ocorrem no sedimento durante a diagênese estão direta ou indiretamente relacionados à biodegradação da matéria orgânica (Froelich et al., 1979).

Clemente et al. (2015) estudaram amostras de sedimento superficial da Baía da Guanabara e evidenciaram que as maiores concentrações de biomassa bacteriana e atividade das enzimas hidrolíticas, denominadas esterases se encontravam próximas à Ilha do Governador (oeste) e na cidade de São Gonçalo (leste). Entretanto, estes dois parâmetros não estavam significativamente associados com os altos níveis de carbono orgânico total. Segundo Mendonça-Filho et al. (2003) variações de carbono orgânico total ~ 4% caracteriza ambiente desóxico-anóxico, com alta taxa de preservação da matéria orgânica.

A diagênese da matéria orgânica depende da atividade catalítica bacteriana, ligada às exoenzimas, que agem nos biopolímeros, transformando-os em compostos de baixo peso molecular (Deming; Baross, 1993). No trabalho de Clemente et al. (2015), é importante salientar que a carga orgânica nos dois locais possuía massa > 600 Da, pois a atividade das enzimas hidrolíticas estavam em franca atividade, propiciando a entrada de moléculas menores no interior da célula, posterior oxidação e produção de ATP (Relexans, 1996) (Figura 2). Assim, se

explica o aumento de biomassa, que pode ser definida como produção bacteriana (Item 2.1) e é fonte de carbono e de energia para os organismos bentônicos (Meyer-Reil, 1986). Provavelmente, a não associação significativa destes parâmetros com o carbono orgânico total, que é o quantitativo da fração orgânica (Nelson; Sommers, 1982) está ligada ao fato das esterases atuarem nos biopolímeros, isto, é, apenas na matéria orgânica biodisponível.

Estudos no sedimento de duas praias, Boa Viagem (BV), localizada na Enseada de Jurujuba-Baía de Guanabara e Itaipu (IT), praia oceânica de Niterói (22º55'36"S 43^{0}01'20"W), evidenciaram maiores concentrações de matéria orgânica no verão, com população bacteriana de 10^5 células/g. Quanto aos biopolímeros, BV apresentou maiores concentrações no verão e IT, na primavera. A atividade do sistema transportador de elétrons ou cadeia transportadora de elétrons (Figura 2) alcançou o máximo no verão e a atividade das esterases na primavera. Esta variação temporal destes dois parâmetros indicou que os biopolímeros predominaram na primavera e oligômeros e monômeros, no verão. Estes resultados sugerem que a ciclagem do carbono orgânico biodisponível está mais ligado à qualidade da matéria orgânica que a variação espacial (Bispo et al., 2001).

Trinta amostras de sedimento superficial, retiradas ao longo da Baía de Guanabara, apresentaram lodo (62,65-85,63%), argila (7,51-12,87%) e areia (4,46-29,59). A matéria orgânica ficou entre 0,59-7,99% (Silva et al., 2011). Há predomínio de matéria orgânica amorfa, com alta taxa de preservação e baixo teor de oxigênio no ambiente (Silva et al. 2012). A distribuição dos biopolímeros foi carboidratos >lipidíos> proteínas, com predomínio de lipídios no nordeste da baía. Biopolímeros e matéria orgânica apresentaram correlação significativa com partículas finas. Além disso, a matéria orgânica lábil, isto é, o carbono biopolímérico disponível para a cadeia trófica é de apenas 50%. A distribuição bacteriana espacial predominante na baía foi de anaeróbias sulfato-redutoras (Figura 1 e 5) e desnitrificantes (Figuras 1 e 4), que sustentam a alça microbianabêntica (Silva et al., 2011). Estes resultados indicam que a chegada incessante de esgoto doméstico e industrial na Baía de Guanabara já modificou o perfil metabólico das bactérias, propiciando o acúmulo de sulfetos no sedimento, pois as aeróbias que poderiam oxidá-lo a sulfato não existem mais nos sedimentos. Por outro lado, a desnitrificação aumenta a perda de nitrogênio do sedimento, importante fator para o aumento de biomassa bêntica.

Dois testemunhos maiores que 200 cm, coletados na Enseada de Jurujuba, a leste da entrada da Baía de Guanabara, evidenciaram predominância de sedimento anóxico na baía (Silva et al., 2010). Esta característica está ligada à

granulometria, onde 80% do sedimento da baía é lodo, com grandes proporções de carbono orgânico (1,71-5,04%). A distribuição dos biopolímeros foi carboidratos > proteínas > lipídios. A hidrólise dos biopolímeros pelasesterases foi predominante nas camadas superficiais dos testemunhos, com população bacteriana predominantemente anaeróbia ou fermentativa (Figura 1), da ordem de 10^5 - 10^6 células/cm^3. Elas são as principais responsáveis pela diagênese da matéria orgânica no sedimento da Baía de Guanabara. Salientamos que, apesar da disponibilidade de carbono orgânico e seus correspondentes em biopolímeros, a biomassa bacteriana é semelhante à de uma coluna d´água marinha, o que também pode ser explicado pelo metabolismo anaeróbio, que geram menos ATP (Figura 2) e, portanto, menor disponibilidade de energia para o processo de divisão celular.

A distribuição de carboidratos como o biopolímero majoritário no sedimento da baía (Silva et al., 2010; Silva et al., 2011) está ligado à produção primária da coluna d´água, pois este compartimento não possui vida aeróbia, necessária à fotossíntese. Guenther et al. (2012) evidenciaram que a eficiência fotossintética do picoplâncton (bactérias autotróficas) e do nanoplâncton (cianobactérias filamentosas) foram as mais altas na coluna d´água na entrada da baía, sendo que 80% da biomassa está ligada ao nanoplâncton. Estes resultados corroboram com Martins et al. (2016), quando verificaram que o sedimento da baía é depositário da produção primária e bacteriana que acontece na coluna d´água.

4. PANORAMA DA CONTAMINAÇÃO BACTERIANA NA BAÍA DE GUANABARA

Em uma baía, o aporte de uma grande quantidade de esgoto in natura pode interferir na qualidade da água, do sedimento e do ecossistema (Ribeiro; Kjerfve, 2002). Devido ao constante descarte de esgoto sem tratamento e a crescente eutrofização na Baía de Guanabara, há algumas décadas, pesquisadores estudam a presença de bactérias potencialmente patogênicas (Fistarol et al., 2015). Nesta sessão, apresentaremos os principais estudos publicados onde a qualidade da água da baía foi estudada, incluindo o risco de disseminação de cepas multirresistentes em praias recreativas e o papel dos microplásticos como vetores da dispersão de bactérias patogênicas através do ambiente marinho e da cadeia alimentar.

Bactérias de origem fecal como a *Escherichia coli* e *Enterococcus* são consideradas indicadores da potencial contaminação por microrganismos patogênicos na água e areia de praias (Heaney et al., 2012). Além de informar sobre a segurança das

águas costeiras para recreação de contato primário e cultivo de ostras e mexilhões de interesse alimentar, esses dados podem ser usados para modelagem preditiva da qualidade da água e implementação de estratégias de gestão da área costeiras relacionadas à poluição e condições sanitárias (Ribeiro; Kjerfve, 2002). O INEA é o órgão oficial do Estado do Rio de Janeiro responsável pelo monitoramento das águas costeiras do estado, incluindo a Baia de Guanabara. Muitos destes dados são públicos e divulgados semanalmente nos Boletins de Balneabilidade de Praias no site do Instituto Estadual do Ambiente - INEA (http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/balneabilidade-das-praias/). Porém, na comunidade científica há uma certa insegurança a cerca destes dados, uma vez que o protocolo de monitoramento não é amplamente divulgado e várias amostragens são interrompidas ao longo dos anos por questões desconhecidas. Além disso, o INEA não considera o horário, a precipitação, a altura de maré e a sazonalidade na hora da coleta (Ribeiro; Kjerfve, 2002).

Estudos mostram que a maré e a velocidade das correntes podem influenciar os resultados da qualidade microbiológica das águas, principalmente nas regiões como canal central da Baía de Guanabara e Ilha de Paquetá, que recebem águas oceânicas na maré cheia e águas do interior da baía na vazante. Enquanto algumas regiões no interior da baía podem apresentar contagens de coliformes termotolerantes 4 a 100 vezes mais altas que o máximo aceitável para água recreativas, na maior parte a água é considerada aceitável por conta da constante renovação (Fistarol et al., 2015; Gonzalez et al., 2005; Guenther; Ribeiro; Kjerfve, 2002; Valentin, 2008; Valentin et al., 2018; Villac; Tenenbaum, 2010). O tempo de residência da água é de aproximadamente 23 dias, garantindo a qualidade nas partes com maior circulação (Fistarol et al., 2015). Desta forma, as regiões mais internas são as mais poluídas, pois recebem grande parte do esgoto, tem a menor circulação das águas, levando à acumulação de matéria orgânica e poluentes. Os dados do INEA sobre a qualidade das águas da parte central da Baía de Guanabara, confirmam esta afirmação. Nesta região a água apresenta valores de coliformes inferiores a 1.000 NMP/100 mL, sendo apropriada para a recreação, segundo a legislação Brasileira pertinente (Brasil, 2000). Na região norte e noroeste, os valores podem chegar a 920 x 10^3 NMP/100 mL (Fistarol et al., 2015).

A proposta de um modelo para a Baía de Guanabara baseado em redes neurais artificiais mostrou que a temperatura e a salinidade foram os fatores mais importantes na regulação da abundância de bactérias, clorofila e vibrião (importância absoluta ≤ 5) (Coutinho et al., 2019). Segundo este modelo, o aumento da abundância de vibrião é esperado em condições com alta temperatura e baixa salinidade. Apesar de

algumas limitações do método que impossibilitou inserir outras varáveis como predação de bactérias, variação de marés e precipitação, os autores consideraram o modelo com cinco variáveis satisfatório. Desta forma, o modelo permite estimar a resposta do microbioma da Baía de Guanabara às mudanças nas condições ambientais em virtude das estações do ano ou entrada de maré, por exemplo, podendo ser aplicado para a gestão e remediação da Baía de Guanabara (Coutinho et al., 2019).

A análise da diversidade microbiana da Baia de Guanabara através da metagenômica mostrou que a diversidade diminui com o aumento da poluição (Gregoracci et al., 2012). Por exemplo, no canal central, a dominância foi de *Alphaproteobacteria* e *Flavobacteria*, habitantes de águas oligotróficas. Em contrapartida, nas regiões impactadas, encontramos bactérias dos grupos *Betaproteobacteria, Gammaproteobacteria* e *Actinobacteria*, que possuem representantes oportunistas (Fistarol et al., 2015; Gregoracci et al., 2012). Nestas regiões, também foram encontradas os *Firmicutes*, grupo favorecido em ambientes com baixa concentração de oxigênio dissolvido, e arqueias metanogênicas. A presença de arqueias pode estar diretamente associada à eutrofização, uma vez que estas são exclusivas de ambientes com alta concentração de nutrientes e ausência de oxigênio (anoxia) (Gregoracci et al., 2012).

Algumas espécies de vibriões também foram encontradas na Baía de Guanabara, com abundância relacionada à concentração de fósforo e nitrogênio (Fistarol et al., 2015; Gregoracci et al., 2012). Portanto, a maior abundância foi encontrada em regiões mais poluídas. Dentre as bactérias patogênicas que já foram isolados na Baía de Guanabara estão as espécies Vibrioparahaemolyticuse V. alginolyticus, que podem causar zoonoses, e espécies infectantes isoladas de cardume de peixes mortos em 2014, *Photobacteriumdamselae, V. harveyi, V. rotiferianus e V. xuii* (Gregoracci et al., 2012).

As enterobactérias *Klebsiella, Pseudomonas, Clostridium* e *Bacillus* potencialmente patogênicas também foram encontradas na Baía de Guanabara (Fistarol et al., 2015). O intestino humano pode ser um reservatório de enterobactérias multirresistentes envolvidas em infecções na comunidade e em ambiente hospitalar(Dias-Gonçalves et al., 2015). Bactérias podem se tornar resistentes à uma ou várias drogas através da mutação ou da aquisição de genes. A aquisição de genes é um dos mecanismos de resistência mais comum entre as enterobactérias. A transferência horizontal de genes é mais frequente do que as mutações e pode envolver plasmídeos, cassetes de genes e transposons (Dias-Gonçalves et al., 2015). Alguns genes de resistência à antibióticos como os ß-lactâmicos podem ser transmitidos horizontalmente entre bactérias por plasmídeos, carreando genes que codificam resistência para outras classes de antimicrobianos, tornando as cepas bacterianas multirresistentes (Montezzi et al., 2015).

Em 2015 pesquisadores da UFRJ reportaram a presença de enterobactérias capazes de produzir a enzima carbapenemase em praias turísticas da cidade do Rio de Janeiro (Montezzi et al., 2015). A maior concentração de bactérias produtoras de carbapenemase foi encontrada na praia de Botafogo com 1,646 CFU/100 mL (Paschoal et al., 2017). Nas outras praias analisadas também foram encontradas produtoras de carbapenemase, mas em valores mais baixos que na praia de Botafogo, como se segue: Leblon (6,42 CFU/100 ml), Flamengo (5,38 CFU/100 ml), Ipanema (4,2 CFU/100 ml) e por fim, a praia de Copacabana (0.04 CFU/100 ml). Todos os isolados apresentaram pelo menos um gene de resistência. O mais frequente foi o *blaKPC* (Paschoal et al., 2017). Os autores do estudo perceberam que águas impróprias para banho apresentaram mais amostras de produtoras de carbapenemase do que as praias com água adequada para banho (64% contra 36%; P ↕ 0,05). Por isso, sugeriram um monitoramento periódico que inclua a análise da presença de carbapenemase, além da rotineira enumeração de coliformes termotolerantes, para determinar a segurança da água para banho (Paschoal et al., 2017).

Em bastonetes Gram-negativos, a produção da enzima carbapenemase é um dos principais mecanismos de resistência ao antibiótico carbapenem. Isolados clínicos produtores da enzima ß-lactamasefrequentemente apresentam resistência a maioria dos ß-lactâmicos. Patógenos produtores de carbapenemase estão frequentemente envolvidos com doenças de difícil tratamento e alto índice de óbitos. Portanto, a disseminação dessas bactérias pode ser considerada como um problema de saúde pública de dimensão global (Montezzi et al., 2015). Alguns estudos mostram que estas bactérias produtoras de carbapenemase estão predominantemente associadas a instituições de saúde (Montezzi et al. 2015). Porém, estudos realizados em países como França, Portugal e Brasil mostram a presença de *Klebisiellapneumoniae* produtora de carbepenemase (KPC) em rios, por exemplo (Montezzi et al., 2015).

Na Baía de Guanabara um grande volume de esgoto in natura é constantemente descarregado no mar, seja através de rios ou diretamente das casas não conectadas à rede coletora de esgoto (Aguiar et al., 2011). A água da Baía de Guanabara se comunica com praias turísticas, tornando-a um potencial vetor de bactérias com resistência à antimicrobianos (Montezzi et al., 2015). As praias do Flamengo e de Botafogo, onde foram encontradas bactérias produtoras de KPC e carbapemases do tipo GES, são impróprias para o contato primário de acordo com os relatórios do órgão estadual responsável pelas análises, o Instituto

Estadual do Meio Ambiente do Rio de Janeiro (INEA) (Paschoal et al., 2017). Porém, é comum nestas praias atividades recreativas como vôlei, futebol, corrida nas areias e o remo, vela nas águas, entre outras.

Apesar de ainda não se conhecer o impacto à saúde dos frequentadores, sabe-se que estes microrganismos têm a capacidade de colonizar e causar sérias infecções em humanos, além da capacidade de serem reservatórios e vetores de genes de multirresistência a bactérias ambientais (Montezzi et al., 2015). Portanto, este tipo de ocorrência em águas recreacionais deve ser analisado com seriedade por pesquisadores e tomadores de decisões, de forma a controlar o avanço destas cepas na natureza (Campana et al., 2017; Paschoal et al., 2017). Um fator agravante para a dispersão de cepas patogênicas com genes de multirresistência são os microplásticos cada vez mais frequentes na natureza, especialmente em ambientes marinhos (Amaral-Zettler et al., 2015).

Os microplásticos são partículas com tamanho inferior a 5 mm que podem ser encontrados em todo o oceano, desde os giros das cordilheiras meso-oceânicas, até as zonas costeiras. Dada a sua prevalência, constituem uma nova ameaça para o ecossistema marinho pois podem ser acumulados na cadeia alimentar. As partículas plásticas, uma vez no ambiente marinho, podem ser colonizadas por microrganismos dando origem às chamadas plastisferas. As plastisferas são ilhas flutuantes de resíduos plásticos que podem ser transportadas por longas distâncias (Amaral-Zettler et al., 2015).

O primeiro estudo a reportar a dispersão de bactérias potencialmente patogênicas em resíduos plásticos flutuantes da Baía de Guanabara foi publicado em 2019 (Silva et al., 2019). Para avaliar a capacidade de resíduos plásticos como vetores de dispersão de bactérias foram analisados coliformes termotolerantes, bactérias heterotróficas e espécies bacterianas como *Escherichia coli* e vibrião ao redor das águas da Baia de Guanabara (Silva et al., 2019). Os tipos de plásticos encontrados foram analisados por Espectroscopia no Infravermelho de Reflectância Total Atenuada-Transformada de Fourier (ATR-FTIR). O polietileno (PE) e o politereftalato de etileno (PET) foram os plásticos mais prevalentes neste estudo (35,71%)(Silva et al., 2019).

Em um outro estudo sobre microplásticos publicado em 2019, os autores reportaram a predominância de partículas entre polietileno e polipropileno abaixo de 1 mm flutuando na superfície das águas da Baía de Guanabara (Olivatto et al., 2019). Porém, o que mais desperta a atenção nos resultados desta pesquisa é o total de partículas encontradas na Baía de Guanabara. Segundo os autores, a água da

baía está entre os ambientes costeiros mais contaminados com microplásticos, com concentrações variando entre 1,40 e 21,3 partículas/m^3 (Olivatto et al., 2019). Da mesma forma, partículas de poliéster menores que 1 mm também foram encontradas nos sedimentos da baía em quantidades que variaram entre 4.367 e 25.794 partículas/m^2 independente do período e local (Alves; Figueiredo, 2019). Acredita-se que essas partículas de poliéster são derivadas de lavagem de roupa.

Além do risco da contaminação de organismos bentônicos e planctônicos pela ingestão de microplásticos, a plastisfera pode atuar como vetor de bactérias patogênicas. A metodologia adotada no estudo de Silva et al. (2019) permitiu a identificação de cepas potencialmente patogênicas de *Vibrio (V. vulnificus, V. mimicus e V. cholerae) e E. coli* na água e nos resíduos plásticos flutuantes. Quarenta e quatro amostras de *E. coli* isoladas dos resíduos plásticos da baía demonstraram genes de virulência que correspondem a cepas patogênicas (Silva et al., 2019).

Quanto à contagem de coliformes termotolerantes, a maioria das amostras de resíduos plásticos apresentaram contagem bacterianas superior à da água adjacente (Silva et al., 2019). Entre os resíduos de plástico rígido, as maiores contagens foram das amostras da área de proteção ambiental de Guapimirim e da praia de São Francisco com 4,74 e 4,51 $\log^{10}$NMP/100 g, respectivamente. Para plástico maleável, a maior quantidade de coliformes termotolerantes (4,49 $\log^{10}$NMP/100 g) foi na praia de São Francisco (Silva et al., 2019). Desta forma, os autores concluíram que as plastisferas podem transportar bactérias de regiões mais contaminadas para menos contaminadas, como ocorreu na área de proteção ambiental de Guapimirim, onde a água adjacente apresentou baixa contagem de coliformes na água e altas contagens nos microplásticos rígidos. Desta forma, tudo indica que as plastisferas têm potencial de dispersar bactérias multirresistentes no ambiente marinho, representando uma ameaça para a saúde pública.

5. BACTÉRIAS CAPAZES DE REMEDIAR HIDROCARBONETOS DE PETRÓLEO E DE METAIS NA BAÍA DE GUANABARA

As baías são ambientes de risco porque, além da intensa movimentação de embarcações, apresentam grande densidade demográfica sem infraestrutura de esgotamento sanitário e concentração de portos e indústrias, como é o caso da Baía de Guanabara. Nesta seção, traremos a contribuição de pesquisadores que estudaram bactérias capazes de remediar os hidrocarbonetos de petróleo e

os metais, que podem acarretar mudanças na biodiversidade microbiana e, como consequência, nos ciclos biogeoquímicos.

A biorremediação é a tecnologia que acelera processos naturais de degradação ou detoxificação de contaminantes em solos, água e ar. O princípio desta biotecnologia é determinar as condições adequadas para seleção e crescimento de microrganismos que utilizem como fonte de carbono e de energia o(s) contaminante(s) como petróleo e pesticidas (Crapez et al., 1997). Bactérias são geralmente usadas na biorremediação, mas fungos, algas e plantas também podem ser usados.

As vantagens da biorremediação são: 1) tecnologia amiga do ambiente; 2) microrganismos selecionados crescem em número enquanto o(s) contaminante(s) estiver(em) presente(s); 3) o resíduo final é água, dióxido de carbono e biomassa; 4) pode ser realizada in situ e ex situ 5) é a tecnologia de menor custo para limpeza de resíduos biogênicos (petróleo e esgoto, p. ex.) ou produzidos industrialmente (solventes, defensivos agrícolas, adubos, lodos, óleos, efluentes, etc.) (Divya et al., 2015).

Crapez et al. (1996) avaliaram a quantificação de proteínas para avaliar a biomassa hidrocarbonoclástica, em presença de ácido benzoico, tolueno e benzeno, nas concentrações de 1, 5, 10 e 15 mM. Os sedimentos foram coletados na praia da Estação Hidroviária de Niterói, RJ (22º53'36"S e 43º07'30"W). A biomassa apresentou números mais elevados para ácido benzoico 15mM (19 dias) e tolueno 15mM (5 dias), com aumento de 351% em relação ao bioensaio controle. Em presença de benzeno houve decréscimo de biomassa. Com 7 dias, a biomassa hidrocarbonoclástica aumentou 193%, 119% e 128% para ácido benzoico 5mM, tolueno 1mM e 5mM, respectivamente, em relação ao bioensaio controle. Com tolueno 10mM, o aumento foi de 196% (9 dias), em relação ao bioensaio controle. A contaminação de hidrocarbonetos e de esgoto na praia, selecionou bactérias que os utilizam como fonte de carbono e de energia.

Para verificar as respostas potenciais da microbiota aos efeitos agudo e crônico de hidrocarbonetos de petróleo, foram realizados ensaios laboratoriais em amostras de sedimento das praias da Boa Viagem e do Forte do Rio Branco em Niterói, RJ (Crapez et al.,2000). Ácido benzoico, tolueno, benzeno e xileno foram utilizados nas concentrações de 5, 10 e 15 mM e a biomassa bacteriana foi quantificada através da dosagem de proteínas. No impacto agudo, os hidrocarbonetos foram adicionados no início do bioensaio, que durou 15 dias; no crônico, a adição ocorreu no início, com 7 e 15 dias do bioensaio, que durou 33 dias. Sob impacto agudo, os maiores percentuais de biomassa ocorreram entre os

dias 11 e 14; sob impacto crônico, entre os dias 20 e 29. Sob impactos agudo e crônico, a biomassa bacteriana utilizou os hidrocarbonetos aromáticos até uma concentração de 15 mM na praia de Boa Viagem. Sob impacto agudo, apenas a concentração de 5 mM dos hidrocarbonetos favoreceu o aumento de biomassa na praia do Forte do Rio; sob impacto crônico, os hidrocarbonetos aromáticos induziram a especialização e aumento da biomassa bacteriana em até 15 mM de tolueno. O ácido benzóico (15 mM) foi utilizado pelas bactérias de Boa Viagem e Forte do Praias de Rio Branco. Os bioensaios no sedimento das praias de Boa Viagem e do Forte do Rio Branco evidenciaram que, aumentando a frequência de entrada de benzeno, tolueno e xileno no sistema ambiental, as bactérias foram capazes de degradar quantidades crescentes destes poluentes.

De amostras de sedimento da APA de Guapimirim, Baia de Guanabara, RJ, foram analisadas sequências de 16S rRNA, que evidenciaram 12 gêneros de bactérias. Alguns deles já conhecidos pela capacidade de degradar hidrocarbonetos, como P*seudomonas,*Grupos *Marinobacter, Alcanivorax, Microbulbifer,Sphingomonas, Micrococcus, Cellulomonas, Dietzia* e *Gordonia* (Brito et al., 2006). A atenuação natural de hidrocarbonetos por bactérias do sedimento da Praia da Boa Viagem, Niterói, RJ (23°40.7' e 23°56.3' S e 43°1.6 e 43°17.4' W), foi estudada durante 30 dias em bioensaios. Os sedimentos continham hidrocarbonetos aromáticos como benzeno, tolueno, xileno, fenantreno, antraceno, fluoreno, benzo [a] pireno, naftaleno e criseno. Benzeno, tolueno e naftaleno correspondiam a 80% dos hidrocarbonetos no sedimento, distribuídos em manchas. Os resultados indicaram que a atenuação natural foi da ordem de 99,9% dos hidrocarbonetos, quando hidrocarboneto/matéria orgânica foi 6,57% e 65,6% (bioensaio A) e quando hidrocarboneto/matéria orgânica foi 2,13% (bioensaio B). Este resultado pode ser explicado pelo aumento significativo de biomassa bacteriana nos três primeiros dias do bioensaio A (Fontana et al., 2006).

Para ocorrer a biodegradação de hidrocarbonetos de petróleo, as bactérias produzem um surfactante capaz de emulsioná-los, facilitando a entrada na célula e seu uso como fonte de carbono e de energia. Amostras de sedimento de mangue da APA de Guapimirim, Baia de Guanabara, RJ, foram coletadas para isolamento de consórcios bacterianos hidrocarbonoclásticos. Após análise das sequências de 16S rRNA, o consórcio era formado por *Micrococcus* spp., *Alcanivorax* spp. e *Hydrococcus* spp. A produção de biossurfactante através da atividade emulsificante do querosene, gasolina e Árabe Leve. Todos os consórcios bacterianos foram capazes de emulsificar os derivados de petróleo e a produção de biossurfactante aumentou com o tempo

de incubação. O Árabe Leve apresentou emulsificação aquosa, já o querosene e a gasolina, emulsificação não aquosa (Krepsky et al., 2007).

Em manguezais da Baía de Guanabara foram escolhidos três locais de coleta de sedimento (22°46'53"S e 43°04'16"W;22°49'25"S e 43°10'35"W; 22°44'08S' e 43°13'55"W), para estudar populações bacterianas com genótipos *ndo* distintos, que codificam a enzima naftaleno dioxigenase, importante etapa de abertura do anel aromático, que possibilitará seu uso como fonte de carbono e de energia pelas bactérias. Dentre os genótipos *ndo* relacionados, foram detectados os genes nagAc-like em sedimentos contaminados com óleo. O impacto reincidente de contaminações dos sedimentos por hidrocarbonetos de petróleo, juntamente com as condições ambientais específicas de cada mangue, pode ter afetado a abundância e diversidade de genes ndo(Gomes et al., 2007).

Para investigar o efeito do óleo diesel marinho no desenvolvimento e sobrevivência de *Laguncularia racemosa, Avicenniaschaueriana* e *Rhizophoramangle*, amostras de sedimento e propágulos foram coletados no Mangue do Surui, Baía de Guanabara, RJ (22º40'S e 43º06'W). Os propágulos foram plantados e mantidos em casa de vegetação e do sedimento foi isolado consórcio bacteriano hidrocarbonoclástico formado por *Bacillus* spp., *Rhizobium* spp., *Pseudomonas* spp., *Ochrobactrumspp*. e *Brevundimonas* spp. O consórcio foi inoculado na rizosfera das três plantas durante 30 dias no tratamento experimental. Após seis meses, L. *racemosa* e A. *schaueriana* sobreviveram apenas no tratamento sem óleo e sem consórcio *hidrocarbonoclástico*. R. *mangle* apresentou as maiores taxas de sobrevivência das três espécies no tratamento em presença de óleo e consórcio bacteriano *hidrocarbonoclástico*, indicando que diferentes espécies de manguezais não respondem uniformemente a derramamentos de óleo (Chequer et al., 2017).

Outro grave problema na baía é a contaminação por metais. Em uma coluna sedimentar retirada ao norte da Baía de Guanabara, próxima à APA de Guapimirim, foi observado um aumento constante dos metais nos últimos 50 anos, em relação direta com a urbanização (pós-1950) e o desmatamento na bacia hidrográfica (pré-1950) (Baptista-Neto et al., 2013). Entretanto, as maiores concentrações de metais se encontram no noroeste da baía, próximo às desembocaduras dos rios mais poluídos e da REDUC - Refinaria Duque de Caxias (Baptista-Neto et al., 2006). Os microrganismos, através da atividade metabólica, interagem com os metais, alterando especiação, solubilidade, mobilidade, biodisponibilidade e toxicidade (Violante; Huang; Gadd, 2008; Ehrlich; Newman,

2009), o que enfatiza a ligação entre a vida microbiana e os ciclos geoquímicos. (Ehrlich 1997; Gilmour; Riedel, 2009).

A resistência microbiana aos metais tóxicos é generalizada (Gadd, 2010; Zhao et al., 2017) e a maioria dos mecanismos de sobrevivência depende de alguma alteração na especiação do metal, levando à diminuição ou maior mobilidade. Isso inclui transformações redox, produção de peptídeos ou proteínas de ligação a metais, precipitação orgânica e inorgânica, transporte ativo, e fluxo, compartimentação intracelular, paredes celulares e outros componentes estruturais possuem habilidade para ligação aos metais (White;Gadd, 1998; Gadd, 2009).Além destes mecanismos constitutivos, as respostas genômicas também podem ser induzidas por níveis estressantes de metais, como é o caso de *Halobacterium*, que faz ajustes fisiológicos significativos para manter a homeostase, através da síntese de novas proteínas em 25 minutos de exposição a metais (Kaur et al., 2006). Assim, as comunidades microbianas conseguem se reproduzir e se manterem vivas em presença de altas concentrações de metais (Jia et al., 2013; Gillan, 2016).

Para verificar a disponibilidade de metais para a micro- e macrobiota do sedimento, foram avaliadas as concentrações de metais pesados em amostras de sedimento do Porto de Niterói, Baía de Guanabara, RJ. A biodisponibilidade foi determinada através da atividade das enzimas desidrogenases, que são inibidas por metais. Foram quantificados e normalizados Ni, Zn, Pb,Cr e Cu. Indicadores de geoacumulação mostraram contaminação moderada a extrema para Cu, Zn e Pb. Contudo a ausência de inibição das desidrogenases indicou a não biodisponibilidade nos valores de EC50 (Baptista-Neto et al., 2005). Estes resultados indicaram que, apesar da concentração elevada dos metais, as bactérias no sedimento já possuíam mecanismos protetivos ou de resistência, pois as enzimas desidrogenases estavam em pleno funcionamento.

BIBLIOGRAFIA

Alves, V.E.N.; Figueiredo, G.M. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. Marine Pollution Bulletin, v. 146, p. 326–335, 2019. ISSN: 18793363, DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.06.042.

Aguiar, V.M.C.; Baptista-Neto, J.A.; Rangel, C.M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. Marine Pollution Bulletin, v. 62, p. 1915–1919, 2011. Disponívelem: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.035>.

Amador, E. Bacia da Baía de Guanabara: características geoambientais, formação e ecossis-

temas. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 405 p, 2012.

Amaral-Zettler, L.A.; Zettler, E.R.;Slikas, B.;Boyd, G.D.; Melvin, D.W.; Morrall, C.E.;Proskurowski, G.;Mincer, T.J. The biogeographyofthePlastisphere: Implications for policy. Frontiers in Ecology and the Environment, v. 13, p. 541–546, 2015.

Arber, W. Horizontal gene transfer among bacteria and its role in biological evolution. Life, v. 4, p. 217-224, doi:10.3390/life4020217, 2014.

Azam, F.; Fenchel, T.; Field, J.; Gray, J.; Meyer-Reil, L.;Thingstad, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. Mar Ecol Prog Ser., v. 10, p. 257–263,1983.

Baptista-Neto, J.A.; Crapez, M.; McAlister, J.J.;Vilela, C.G. Concentration and bioavailabihtyof heavy metals in sediments from Niteroi HarbouriGuanabara Bay/S.E. Brazil). J. Coastal Research,v. 21, p. 811-817, 2005.

Baptista-Neto, J.A.; Gingele, F.; Leipe, T.; brehme, I. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay. Environ. Geol.v. 49, p. 1051-1063, 2006.

Baptista-Neto, J.A.; Peixoto, T.; Smith, B.; McAlister, J.; Patchineelam,S. M.; Patchineelam, S. R.; Fonseca, E.M. Geochronology and heavy metal fluxto Guanabara Bay, Rio de Janeiro state: a preliminary study. Rio de Janeiro. AnaisAcad. Bras.Ciênc., vol. 85, p. 1317-1327, 2013.

Berner, R.A. Sedimentary organic matter preservation: na assessment and speculative synthesis – a comment. Mar. Chemistryv. 49, p. 121-122, 1995.

Bispo, M.G.S.; Crapez, M.A.C.; Paes, E.T.; Alves, P.H.; Pereira, D.C. Atividade enzimática bacteriana em sedimento marinho tropical. R. Moraes, M. Crapez, W. Pfeiffer, M. Farina, A. Bainy, V. Teixeira eds. In Efeito de poluentes em organismos marinhos. Arte & Ciência, São Paulo, p. 119-128, 2001.

Bowman, J. S.; Ducklow, H. W. Bacterioplankton. Encyclopedia of Ocean Sciences. p. 500–507, 2019. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.11404-6.

Brasil, Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA 2000 [databaseonthe internet]. Brasilia (DF): Resolução n. 274. Diretrizes para a classificação dos corpos d'água. c2000.Availablefrom: http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=271 (acesso em 11/9/2019).

Brito, E.M.S.; Guyoneaud, R.; Goñi-Urriza, M.; Ranchou-Peyruse, A.; Verbaere, A.; Crapez, M.A.C.; Wasserman, J.C.A.; Duran, R. Characterizationofhydrocarbonoclasticbacterialcommunitiesfrom mangrove sediments in Guanabara Bay, Brazil. Research Microbiol. v. 157, p. 752–762, 2006.

Cabral, A.S.;Lessa, M.M.; Junger, P.C.; Thompson, F.L.;Paranhos, R. Virioplankton dynamics are related to eutrophication levels in a tropical urbanized bay. PLOS ONE, 12, p. e0174653, 2017. DOI: 10.1371/journal.pone.0174653.

Campana, E.H.; Montezzi, L.F.;Paschoal, R.P.;Picão, R.C. NDM-producing Klebsiella

pneumoniae ST11 goes to the beach. InternationalJournalofAntimicrobialAgents, v. 49, p. 119–121, 2017.

Carreira, R.; Wagener, A.L.R.; Fileman, T.; Readman, J.W. Distribuição de coprostanol (5β(h)-colestan-3β-ol) em sedimentos superficiais da Baía de Guanabara: indicador da poluição recente por esgotos domésticos. Quim. Nova, v. 24, p. 37-42, 2001.

Chequer, L.;Bitencourt, J.A.P.; Waite, C.C.C.; Santos, E.S.; Franco, D.C.; Alves, R.; Crapez, M.A.C. Response of mangrove propagules to the presence of oil- and hydrocarbon-degrading bacteria during an experimental oil spill. Lat. Am. J. Aquat. Res. v. 45, p. 814-821, 2017.

Clarke, A. Polar Ecosystems. Encyclopedia of Ocean Sciences: Second Edition. 3 ed. Elsevier Ltd., 514–518 p. 2008. ISBN: 9780123744739, DOI: 10.1016/B978-012374473-9.00297-6.

Clemente, I.M.M.M.; Silva, F.S.; Laut, L.L.M.; Frontalini, F.; da Costa, V.L.; da Conceição Rodrigues, M.A.; Martins, M.V.A. Biochemical Composition and Foraminiferal Content of Sediments for Determining Bottom Sector Environments in Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil). JournalofCoastalResearch, v. 315, p. 1190–1204, 2015. doi:10.2112/jcoastres-d-14-00104.1

Coelho, V. Baía de Guanabara: Uma história de agressão ambiental. Rio de Janeiro: Casa da Palavra, 278 p, 2007.

Cotovicz, L.C.; Knoppers, B.A.; Brandini, N.; Poirier, D.; Costa Santos, S.J.; Cordeiro, R.C.;Abril, G. 2018. Predominanceofphytoplankton-deriveddissolvedandparticulateorganiccarbon in a highlyeutrophic tropical coastalembayment (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). Biogeochemistry, v. 137, p. 1–14, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s10533-017-0405-y,

Cotovicz, L.C.; Knoppers, B.A.; Brandini, N.; Costa Santos, S.J.;Abril, G. A strong CO2 sinkenhancedbyeutrophication in a tropical coastalembayment (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). Biogeosciences, v. 12, p. 6125–6146, 2015. DOI: https://doi.org/10.5194/Baía de Guanabara-12-6125-201.

Coutinho, F.H.; Thompson, C.C.; Cabral, A.S.;Paranhos, R.;Dutilh, B.E.; Thompson, F.L. Modelling the influence of environmental parameters over marine planktonic microbial communities using artificial neural networks. Science of the Total Environment, v. 677, p. 205–214, 2019. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.009.

Crapez, M.A.C.; Pereira, D.C.; Tosta, Z.T.; Souza, M.M. Dosagem de proteínas como método de avaliação de atividade hidrocarbonoclástica de comunidade microbiana autóctono em sedimentos marinhos. Geochimica Brasiliensis v. 10, p. 249-255, 1996.

Crapez, M.A.C.; Tosta, Z.T.; Bispo, M.G.S.; Mesquita, A.C.; Logullo, C.J.; Correa-Junior, J.D. Biorremediação em sedimentos isolados de praias arenosas utilizando Bacillus sp. isolados de solo de Floresta. Oecologia Brasiliensis v. III, p. 19-28, 1997.

Crapez, M.A.C.; Tosta, Z.T.; Bispo, M.G.S.; Pereira, D.C. Acuteandchronicimpactscausedbyaromatichydrocarbonsonbacterialcommunitiesat Boa Viagem and Forte do Rio Branco Beaches, Guanabara Bay, Brazil, Environmental Pollution, v. 108, p. 291-295, 2000.

Das, S.; Mangwani, N. Ocean acidification and marine microorganisms: responses and consequences. Oceanologiav. 57, p. 349-361, 2015.

Davey, M.E.; O'Toole, G.A. Microbial biofilms: from ecology to molecular genetics. Microbiol. Mol. Biol. Rev. v. 64, p. 847–867, 2000.

Deming, J.W.; Baross, J.A. The early diagenesis of organic matter bacterial activity. In M.H. Engel, S.A. Macko eds. Organic Geochemistry – Principles and Applications, Plenum Press, p. 119-144, 1993.

Dias-Gonçalves, V.; BohrerLengruber, F.; Oliveira Fonseca, B.; Santos Pereira, R.M.; Barbosa de Melo, L.D.;Gazos Lopes, U.; Ribeiro Bello, A.; Adler Pereira, J.A. Detection and characterization of multidrug-resistant enterobacteria bearing aminoglycoside-modifying gene in a university hospital at Rio de Janeiro, Brazil, along three decades. Biomédica, v. 35, n. 1, 2015.

Divya, M.; Aanand, S.; Srinivasan, A.; Ahilan, B. Bioremediation – An eco-friendly tool for effluenttreatment: a Review. International J. Appl. Res.; v. 1, p. 530-537, 2015.

Ducklow, H.W.; Purcbe, D.A.; Williams, P.J.LeB.; Davies, J.M.. Bacterioplankton: a sink for carbon in a coastalmarine plankton community. Science v. 232, p. 865-867, 1986.

Eggers, S.L.; Lewandowska, A.M.;Barcelos-Ramos, J.; Blanco-Ameijeiras, S.; Gallo, F.; Matthiessen, B. Community composition has greater impact on the functioning of marine phytoplankton communities than ocean acidification. Glob. Change Biol. v. 20, p. 713-723, 2014.

Ehrlich, H.L. Microbes and metals. Appl Microbiol Biotechnol. v. 48, p. 687–692, 1997.

Ehrlich, H.L.; Newman, D.K. Geomicrobiology, 5th edn. Boca Raton, FL: CRC Press/ Taylor & Francis.2009.

Fagodiya, R.K.; Pathak, H.; Kumar, A.; Bhatia, A.; Jain, N. Global temperature change potential of nitrogen use in agriculture: A 50-year assessment. Nature Scientific Reports |7:44928 | DOI: 10.1038/srep44928, 2017.

Fistarol, G.O.; Coutinho, F.H.; Moreira, A.P.B.; Venas, T., Cánovas, A.; de Paula, S.E.M.; Coutinho, R.; de Moura, R.L.; Valentin, J.L.; Tenenbaum, D.R.; Paranhos, R.; do Valle, R.A.B.; Vicente, A.C.P.; Amado Filho, G.M.; Pereira, R.C.; Kruger, R.; Rezende, C.E.; Thompson, C.C.; Salomon, P.S.; Thompson, F.L.Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Frontiers in Microbiology, v. 6, p. 1–17, 2015. ISBN: 1664-302x, DOI: 10.3389/fmicb.2015.01232.

Florez-Leiva, L.; Tarifeno, E.; Cornejo, M.; Kiene, R.; Farias, L. High production of nitrous oxide (N2O), methane (CH4) and dimethylsulphoniopropionate (DMSP)

in a massive marine phytoplankton culture. Biogeosciences Discuss v. 7, p. 6705–6723, 2010.

Fontana, L.F.; Silva, F.S.; Krepsky, N.; Barcelos, M.A.; Crapez, M.A.C. Natural attenuation of aromatic hydrocarbon from sandy sediment in Boa ViagemBeach,Guanabara Bay, RJ, Brazil, GeochemicaBrasiliensis, v. 20, p. 062-070, 2006.

Fowler, D.; Steadman, C.E.; Stevenson, D.; Coyle, M.; Rees, R.M.; Skiba, U.M.; Sutton, M.A.; Cape, J.N.; Dore. A.J.; Vieno, M.; Simpson, D.; Zaehle, S.; Stocker, B.D.; Rinaldi, M.; Facchini, M.C.; Flechard, C.R.; Nemitz, E.; Twigg, M.; Erisman, J.W.; Butterbach-Bahl, K.; Galloway, J.N. Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle. Atmos. Chem. Phys. v. 15, p. 13849-13893, 2015.

Fries, A.S., Coimbra, J.P., Nemazie, D.A., Summers, R.M., Azevedo, J.P.S., Filoso, S., Newton, M., Gelli, G., de Oliveira, R.C.N., Pessoa, M.A.R., Dennison, W.C.Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management, and governance implications. Regional Studies in Marine Science, v. 25, p. 100474, 2019. ISSN: 2352-4855, DOI: 10.1016/J.RSMA.2018.100474.

Froelich, P.N.; Klinkhammer, G.P.; Bender, M.L.; Luedtke, N.A.; Heath, G.R.; Cullen, D.; Dauphin, P.; Hammond, D.; Hartmann, B.; Maynard, V. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. Geochem. Cosmochim. Acta v. 43, p. 1075-1090, 1979.

Gadd, G.M.Bacterial and fungal geomicrobiology: aproblem with communities? Geobiology v. 6, p. 278–284, 2008.

Gadd, G.M. Heavy metal pollutants: environmental and biotechnological aspects. In Encyclopedia of Microbiology, M. Schaechter (ed.). Oxford: Elsevier. p. 321–334, 2009.

Gadd,G.M. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. Microbiol v. 156, p. 609–643,2010.

Gillan, D.C. Metal resistance systems in cultivated bacteria: are they found in complex communities? Curr. Opinion Biotechnol. v. 38, p.123-130, 2016.

Gilmour, C.; Riedel, G. Biogeochemistry of trace metals and metalloids. In Encyclopedia of Inland Waters. G. E. Likens (Editor). Amsterdam: Elsevier. p. 7–15, 2009.

Godoy, J.M.; Oliveira, A.V.; Almeida, A.C.; Godoy, M.L.D.P.; Moreira, I.; Wagener, A.R.; Figueiredo-Jr., A.G. Guanabara Bay sedimentarion rates based on 210Pb dating: reviewing the existing data and adding new data. J. Braz. Chem. Soc. v. 23, p. 1265-1273, 2012.

Gomes, N.C.M.; Borges, L.R.; Paranhos, R.; Pinto, F.N.; Krögerrecklenfort, E.;Mendonça-Hagler, L.C.L.;Smalla. K. Diversity of ndogenes in mangrove sediments exposed to different sources of polycyclic aromatic hydrocarbon pollution. Appl.Environ. Microbiol. v. 73, p. 7392–7399, 2007.

Gonzalez, A.M.;Paranhos, R.; Andrade, L.; Valentin, J.L. Bacterial production in Guana-

bara Bay (Rio de Janeiro, Brazil) evaluated by 3H-leucine incorporation. Brazilian Archives of Biology and Technology, vol. 43, no. 5, p. 493–500. DOI: 10.1590/s1516-89132000000500008, 2005.

Gregoracci, G.B.; Nascimento, J.R.; Cabral, A.S.;Paranhos, R.; Valentin, J.L.; Thompson, C.C.; Thompson, F.L. Structuring of bacterioplankton diversity in a large Tropical Bay. PLoS ONE, vol. 7, no. 2, p. e31408. ISSN: 1932-6203, DOI: 10.1371/journal.pone.0031408, 2012.

Guangchao, Z.; Guipeng, Y.; Juan, Y.; Yuan, G. Production of DMS and DMSP in diferente physiological stages and salinity conditions in two marine algae. Chinese J. Oceanology Limnol. v. 29, p. 369-377, 2011.

Guenther, M.;Paranhos, R.; Rezende, C.E.; Gonzalez-Rodriguez, E.; Valentin, J.L. Dynamics of Bacterial Carbon Metabolism at the Entrance of a Tropical Eutrophic Bay Influenced by Tidal Oscillation. Aquatic Microbial Ecology, v. 50, n. 2, p. 123–133, https://doi.org/10.3354/ame01154, 2008.

Guenther, M.; Valentin, J. L. Bacterial and phytoplankton production in two coastal systems influenced by distinct eutrophication processes. OecologiaBrasiliensis, v. 12, no 01, p. 172–178, 2008. ISSN: 19806442, DOI: 10.4257/oeco.2008.1201.15.

Guenther, M.;Paranhos, R.; Rezende, C.E.; Gonzalez-Rodriguez, E.; Valentin, J.L. Small time scale plankton structure variations at the entrance of a tropical eutrophic bay (Guanabara bay, Brazil). Brazilian Journal of Oceanography, v. 60, no 4, p. 405–414. ISSN: 16798759, DOI: 10.1590/S1679-87592012000400001, 2012.

Heaney, C.D.;Sams, E.; Dufour, A.P.; Brenner, K.P.; Haugland, R.A.;Chern, E.; Wing, S.; Marshall, S.; Love, D.C.; Serre, M.; Noble, R.; Wade, T.J. Fecal indicators in sand, sand contact, and risk of enteric illness among beachgoers. Epidemiology, v. 23, no 1, p. 95–106, 2012. ISSN: 10443983, DOI: 10.1097/EDE.0b013e31823b504c.

Jia, S.; Wang, Z.; Zhang, X.X.; Liu, B.; Li, W.; Cheng, SMetagenomic analysis of cadmium and copper resistance genes in activated sludge of a tannery wastewater treatment plant. J. Environ. Biol. v. 34, p. 375-380, 2013.

Jiao, N.; Herndl, G.J.; Hansell, D.A.; Benner, R.; Kattner, G.; Wilhelm, S.W.; Kirchman, D.L.; Weinbauer, M.G.; Luo, T.; Chen, F.; Azam, F. Microbial production of recalcitrant dissolvded organic matter: long-term carbon storage in the global ocean. Nature Rev. Microbiol. v. 8, p. 593-599, 2010.

Jiao, N.; Robinson, C.; Azam, F.; Thomas, H.; Baltar, F.; Dang, H.; Hardman-Mountford, N.J.; Johnson, M.; Kirchman, D.L.; Koch, B.P.; Legendre, L.; Li, C.; Liu, J.; Luo, T.; Luo, Y.W.; Mitra, A.; Romanou, A.; Tang, K.; Wang, X.; Zhang, C.; Zhang, R. Mechanisms of microbial carbon sequestration in the ocean – future research directions. Biogeosciencesv. 11, p. 5285-5309, 2014.

Jørgensen, B.B.; Findlay, A.J.; Pellerin, A. The biogeochemical sulfur cycle of marine sediments. Frontiers in Microbiol. 10, Article 849, 2019. doi: 10.3389/fmicb.2019.00849.

Kalas, F.A.; Carreira, R.S.; Macko, S.A.; Wagener, A.L.R. Molecular and isotopic characterization of the particulate organic matter from a eutrophic coastal bay in SE Brazil. Continental Shelf Res. v. 29, p. 2293-2302, 2009.

Kaur, A.; Pan, M.;Meislin, M.;Facciotti, M.T.; El-Gewely, R.;Baliga, N.S. A systems view of haloarchaeal strategies to withstand stress from transition metals. Genome Res. v. 16, p. 841–854, 2006.

Krepsky, N.; Silva, F.S.; Fontana, L.F.; Crapez, M.A.C.Alternative methodology for isolation ofbiosurfactant-producing bacteria. Braz. J. Biol., v. 67, p. 117-124, 2007.

Krepsky, N.;Bispo, M.G.S.; Fontana, F.S.; Silva, F.S.; Torres, J.P.M.; Malm, O.; Silva, C.G.; Crapez, M.A.C. Effects of aeration on the suspended matterfrom a tropical and eutrophic estuary J. Environ. Sciencesv. 86, p. 175–186, 2019.

Levasseur, M. If Gaia could talk. Nature Geoscience. v. 4, p. 351-352, 2011.

Li, Z.; Nair, S.K. Quorum sensing: How bacteria can coordinate activity and synchronize their response to external signals? Protein Science v. 21, p. 1403-1417, 2012.

Lovelock, J. Gaia: a new look at life on earth. Oxford: Oxford University Press, 1979.

Martins, J.M.A.; Silva, T.S.M.; Fernandes, A.M.; Massone, C.G.; Carreira, R.S. Characterization of particulate organic matter in a Guanabara Bay-coastal ocean transect using elemental, isotopic and molecular markers. Pan-American J. Aquatic Sciences v. 11, p. 276-291, 2016.

McCallister, S.L.; Bauer, J.E.; Ducklow, H.W.; Canuel, E.A. Sources of estuarine dissolved and particulate organic matter: a multi-tracer approach. OrganicGeochemistryv. 37, p. 454-468, 2006.

Mendonça-Filho, J.G.; Menezes, T.R.; Oliveira, A.D.; Iemma, M.B. Caracterização da contaminação por petróleo e seus derivados na Baía de Guanabara: aplicação de técnicas organogeoquímicas e organopetrográficas. Anuário InstitutoGeociências--UFRJ, v. 26, p. 69-78,2003.

Meyer-Reil, L.-A. Bacterial biomass and heterotrophicactivity in sediments and overlying waters. In: Hobbie, J.Leb, E., Williams, P. J. (eds.) Heterotrophic activity in thesea. Plenum Press, New York, 1982.

Meyer-Reil, L.-A. Measurement of hydrolytic activity and incorportation of dissolved organic substrates by microorganisms in marine sediments. Mar. Ecol. Prog. Series v. 31, p. 143-149, 1986.

Montezzi, L.F.; Campana, E.H.;Corrêa, L.L.; Justo, L.H.;Paschoal, R.P., Da Silva, I.L.V.D., Souza, M.D.C.M., Drolshagen, M., Picão, R.C. Occurrence of carbapenemase--producing bacteria in coastal recreational waters. International Journal of Antimicrobial Agents, v. 45, n. 2, p. 174–177, 2015. Disponívelem: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijantimicag.2014.10.016>.

Munn, C.B. Marine microbiology: ecology and applications. In: Munn, C. (ed.). 2 ed. New York: Garland Science, 364 p.,2011.

Nelson, D.W.; Sommers, L.E. Total carbon, organiccarbon and organic matter. In: Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R., Eds. Methods of soil analysis: Chemicaland microbiological properties. Part 2. Madison, SoilScience Society of America, p.539-579,1982.

Olivatto, G.P.; Martins, M.C.T.;Montagner, C.C.; Henry, T.B.;Carreira, R.S. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 139, p. 157–162, 2019. Disponívelem: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>.

Paschoal, R.P.; Campana, E.H.;Corrêa, L.L.;Montezzi, L.F.;Barrueto, L.R.L.; da Silva, I.R.;Bonelli, R.R.; Castro, L.D.S.;Picão, R.C. Concentration and Variety of Carbapenemase Producers in Recreational Coastal Waters Showing Distinct Levels of Pollution. Antimicrobial Agents and Chemotherapy, v. 61, no 12, p. 1–6, 2017. ISSN: 0066-4804, DOI: 10.1128/AAC.01963-17.

Relexans, J.C. Measurement of the respiratory electron transport system (ETS) activity in marine sediments: state-of-the-art and interpretation. I. Methodology and review of literature data. Mar. Ecol. Prog. Series v. 136, p. 277-287, 1996.

Ribeiro, C.;Kjerfve, B. 2002. Anthropogenic influence on the water quality in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Regional Environmental Change, v. 3, n. 1–3, p. 13–19, 2002. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10113-001-0037-5>.

Sambamoorthy, G.; Raman, K. Understanding the evolution of functional redundancy in metabolic networks. Bioinformatics, v. 34, p. i981–i987, 2018.

Sievert, S.M.; Kiene, R.P.; Schulz-Vogt, H.N. Sulfur cycle. Oceanography v. 20, p. 117-123, 2007.

Silva, F.S.; Bitencourt, J.A.P.; Savergnini, F.; Viana, L.; Baptista-neto, J.A.; Crapez, M.A.C. Bioavailability of Organic Matter in the Superficial Sediment of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ, v. 34, p. 52–63, 2011.

Silva, F.S.; Mendonça-Filho, J.C.; Oliveira, A.D.; Mendonça, J.O.; Gomes, S.B.V.C.; Santos, E.S.; Innecco, B.R.;Crapez, M.A.C. Matéria orgânica particulada e atividade bacteriana nos sedimentos superficiais da Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, Brasil, Rev. Brasil. Geociências, v. 42, p. 411-422, 2012.

Silva, M.M.; Maldonado, G.C.; Castro, R.O.; de Sá Felizardo, J.; Cardoso, R.P.; Anjos, R.M. dos, Araújo, F.V. Dispersalofpotentiallypathogenicbacteriabyplasticdebris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 141, p. 561–568, 2019. ISSN: 0025-326X, DOI: 10.1016/J.MARPOLBUL.2019.02.064.

Stolz, J.F. Gaia and her microbiome. FEMS Microbiol. Ecol. v. 93, p. 1-13, 2017.

Thiel, J.; Byrne, J.M.; Kappler, A.; Schink, B.; Pestera, M. Pyrite formation from FeS and H2S is mediated through microbial redox activity. PNAS v. 116, p. 6897–6902, 2019.

Valentin, J. L.; Paiva, P. C. de; Salomon, P. S. A Baía de Guanabara: passado presente e futuro de um ecossistema ameaçado. In: Moura, R. (Org.). Curitiba: CRV, 314 p., 2018.

Villac, M. C.; Tenenbaum, D. R. The phytoplankton of Guanabara Bay, Brazil: I. historical account of its biodiversity. Biota Neotropica, v. 10, p. 271–293, 2010. DOI: 10.1590/s1676-06032010000200030.

Violante, A.; Huang, P.M.; Gadd, G.M. (Editors). Biophysicochemical Processes of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. Chichester: Wiley. 2008.

Voss, M.; Bange, H.W.; Dippner, J.W.; Middelburg, J.J.; Montoya, J.P.; Ward, B. The marine nitrogen cycle: recente discoveries, uncertainties and the potential relevance of climate change. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. v. 27, p. 368(1621):20130121, 2013.

Wang, L. Microbial control of the carbon cycle in the ocean. National Science Rev. v. 5, p. 287-291, 2018.

Williams, P.J.leB. Incorporation of microheterotrophicprocesses into the classical paradigm of the planktonicfood web. KielerMeeresforsch. Sonderh. v. 5, p. 1-28, 1981.

White, C.; Gadd, G.M. Accumulation and effects of cadmium on sulphate-reducing bacterial biofilms. Microbiology v. 144, p.1407–1415, 1998.

Woese, C.R.; Fox G.E. Phylogenetic structure of the prokaryotic domain: The primary kingdoms. Proc. Natl. Acad. Sci. USA v. 74, p. 5088–5090, 1977.

Woese, C.R.;Kandler, O.;Wheelis, M.L. Towards a system of organisms; proposal for the domains Archaea, Bacteria, and Eucarya. Proc. Natl. Acad. Sci. USA v. 87, p. 4576–4579, 1990.

Zhang, X.H.; Liu, J.; Liu, J.; Yang, G.; Xue, C.X.; Curson, A.R.J.; Todd, J.D. Biogenic production of DMSP and its degradation to DMS – their roles in the global súlfur cycle. Science China Life Sciences 2019, https://doi.org/10.1007/s11427-018-9524-y,

Zhao, G.; Ye, S.; Yuan, H.; Ding, X.; Wang, J. Surface sediment properties and heavy metal pollution assessment in the Pearl River Estuary, China. Environ Sci Pollut Res v. 24, p. 2966–2979, 2017.

VISÃO GERAL DOS IMPACTOS AMBIENTAIS NA BAÍA DE GUANABARA

Estefan Monteiro da Fonseca
Marcelo de Almeida Pompermayer
Patrícia Gloriza; Jessica de Freitas Delgado
Leonardo da Silva Lima
Adriana Azevedo
Thúlio Righeti Corrêa

1. INTRODUÇÃO

1.1. CONCEITO DE IMPACTO AMBIENTAL

Segundo o Artigo 1o da Resolução no 001/86 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Impacto Ambiental é "qualquer alteração das propriedades físicas, químicas, biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que afetem diretamente ou indiretamente: A saúde, a segurança, e o bem estar da população; As atividades sociais e econômicas; A biota; As condições estéticas e sanitárias ambientais; e a qualidade dos recursos ambientais".

Portanto, a definição de Impacto Ambiental está associada à alteração ou efeito ambiental considerado significativo por meio da avaliação do projeto de um determinado empreendimento, podendo ser negativo ou positivo (Bitar & Ortega, 1998). Atualmente, porém, os órgãos ambientais fiscalizadores brasileiros consideram impactos negativos quaisquer modificações do meio ambiente decorrente da influência antropogênica no meio ambiente local, uma vez que, qualquer modificação que em primeiro momento possa parecer positiva, a médio ou longo prazo pode resultar em consequências secundárias que prejudiquem o meio ambiente em médio ou longo prazo.

Para fins práticos, as avaliações de impacto ambiental costumam separar o meio ambiente em três estratos principais: meio físico, biótico e socioeconômico. No primeiro caso são avaliadas as modificações sofridas pelas variáveis natu-

rais estruturais que de forma secundária influenciarão os componentes bióticos e sociais. Assim, o meio físico contempla todas as características físicas, químicas, climatológicas, geomorfologias e etc. no ambiente em questão. Neste momento se torna importante mencionar que ambientes costeiros são considerados "efêmeros" (Silva e Lima, 2017), ou seja, em constante modificação, em decorrência a sua exposição aos mais diferentes agentes transformadores como hidrodinâmica, intemperismo químico alto, eventos climatológicos extremos assim como outros. Desse modo, está na avaliação aprofundada a obrigatoriedade da determinação da influência do ser humano na evolução do meio ambiente litorâneo.

Para uma melhor identificação, ou melhor, avaliação da magnitude dos potenciais impactos gerados em um determinado ambiente, usualmente são estabelecidos critérios de valoração (Tabela 1). Estes, em conjunto, indicam a prioridade de aplicação de medidas de mitigação ou atenuação dos resultados negativos. Barbieri et al., (2014) apresentam um exemplo de aplicação do método para a avaliação dos impactos, no caso específico dos autores, refere-se a instalação da atividade de aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, em São Paulo.

Uma das maiores dificuldades da hierarquização de impactos está justamente na comparação entre fatores de naturezas diferentes, o que dificulta a relativização da magnitude de cada um. Neste sentido, as matrizes de impactos são geradas com o intuito de "normalizar" os impactos considerados e permitir a comparação entre todos os fatores em questão.

Dentre os impactos socioambientais, destacam-se os impactos cumulativos, que, de acordo com Wärnbäck & Hilding-Rydevik (2009), são aqueles resultantes de uma ação que se somam aos de outras ações do passado, presente e até do futuro. Assim, o maior desafio das análises de impacto está na integração entre todas as atividades existentes em um determinado ambiente. Atualmente, ainda não foi encontrada uma solução para a avaliação de impactos ambientais cumulativos e sinérgicos. É justamente neste ponto em que a avaliação dos impactos ambientais na Baía de Guanabara se torna complexa, uma vez que a mesma passou, ao longo de sua evolução, a ser palco da instalação de diversas atividades paralelas que em conjunto levaram a sua situação ambiental crítica, como será visto nos itens a seguir. No presente capítulo, devido a grande complexidade do ambiente em questão, a discussão a respeito do impactos ambientais segue uma linha meramente descritiva, sem o enfoque "ação/reação" mais aprofundado, assim como sem a avaliação sinérgica de todos os empreendimentos em conjunto.

Figura 1. Exemplos de Elementos considerados em cada Diagnóstico.

Tabela 1. Criterização e Valoração dos Potenciais Impactos gerados

Parâmetro	Significado	Classes
Perturbação ao meio ambiente	Intensidade do impacto com relação às condições naturais existentes e aos potenciais fatores acumulativos de perturbações já presentes.	Importante
		Regular
		Escasso
Risco de ocorrência de impactos	Entendido como a probabilidade de que os impactos estejam presentes	muito provável
		provável, pouco
		provável
Área de extensão ou região envolvida	Trata-se da área territorial de influência potencial do empreendimento	regional,
		local
		pontual
Duração	Período de duração dos impactos, que pode variar desde o tempo em que o projeto estiver em instalação, em atividade e até após sua paralisação.	permanente
		média
		curta
Reversibilidade	Na finalização do projeto, o local volta ou não às condições ambientais iniciais	reversível e não requer ajuda humana
		reversível parcial
		necessita de ajuda humana
		irreversível

Fonte: Barbieri et al., 2014.

1.2. A BAÍA DE GUANABARA ORIGINAL

Atualmente, ainda são encontrados registros na Baía de Guanabara que remontam sua evolução histórica. Nos chamados sambaquis, isto é, acúmulos de conchas depositados pelo homem (Mendonça & Godoy, 2004) (Figura 3), foram identificados fósseis de vários organismos, além de ferramentas e utensílios como pedras lascadas e cerâmicas, que refletem o caráter de ocupação da baía. Por outro lado, estudos específicos sobre a variação do nível do mar determinaram que, há milhares de anos no ambiente costeiro fluminense, em grande parte do ambiente aquático de plataforma continental, existiam geomorfologias tipicamente litorâneas como restingas, falésias e dunas, onde espécies não mais existentes

Matriz Semi – Qualitativa de Risco		Consequência				
		Desprezível	Marginal	Média	Crítica	Extrema
Probabilidade	Quase Certo	11	16	20	23	25
	Provável	7	12	17	21	24
	Possível	4	8	13	18	22
	Pouco Provável	2	5	9	14	19
	Rara	1	3	6	10	15

Trivial	Aceitável	Moderado	Substancial	Intolerável

Figura 2. Exemplo de Matriz de Impactos

Figura 3. Sambaquis de Guapimirim (Interior da Baía de Guanabara)
Fonte: https://visiteguapimirim.com.br/sambaquis-do-vale-das-pedrinhas/

na atualidade viviam (Amador, 1997). Assim, sabe-se que a variação do nível do mar, ocorrido há cerca de doze mil anos, deu origem a Baía de Guanabara (Lamego Filho, 1964). A partir daí, este ambiente foi alvo de inúmeros agentes

climatológicos, hidrodinâmicos e outros naturais os quais foram promovendo modificações na geomorfologia da baía acompanhados por sucessivas alterações no nível do mar. Com a chegada dos portugueses, os registros dos colonizadores europeus permitiram a projeção da evolução do ambiente em estudos com maior detalhamento. Documentos e pinturas produzidos pelos portugueses facilitaram a reconstituição de sua trajetória ao longo dos últimos cinco séculos, registrando as transformações pelas quais a baía continuou passando.

Segundo os registros disponíveis na literatura, a baía dos dias atuais pouco se assemelha ao ecossistema original formado de águas límpidas, recortada por pequenas enseadas, ambientes de praias e manguezais, tendo como pano de fundo a floresta tropical. Mais tarde, essa paisagem foi repetidamente descrita pelos novos colonizadores portugueses que a avistaram pela primeira vez. Equivocadamente os mesmos apelidaram a Baía de Rio de Janeiro por imaginarem ser esta a foz de um grande rio.

1.3. O INÍCIO DOS IMPACTOS NO AMBIENTE DA BAÍA

O extrativismo apresenta uma longa história, especialmente na América Latina. Por extrativismo, compreende-se as atividades que utilizam ou "exploram bens comuns naturais, com pouco ou sem nenhum processamento e que são comercializados no mercado internacional" (SEOANE, 2013. p. 24). No início colonial do Brasil, repetindo o caso de inúmeras outras colônias, o extrativismo foi a atividade econômica predominante. Matérias-primas como o pau brasil e materiais derivados de baleias caçadas na época eram produtos estratégicos na ocasião. Além disso, o terreno favorável para certas culturas como o café ou algodão se tornava ainda mais interessante, uma vez que era cortado pelos inúmeros rios que formavam uma rede de hidrovias.

Assim, o século XVII foi marcado pelo impulso ao desenvolvimento econômico do Estado e crescimento demográfico alcançado, principalmente, em função do ápice do ciclo da cana-de-açúcar. Nessa época, porém, a complexa geomorfologia local começa a estrangular o desenvolvimento, o que obrigou os habitantes a modificarem radicalmente os corpos hídricos em um processo de aterramento que duraria mais de três séculos (Coelho, 2007). Certos autores chegam a afirmar que "a terra no Rio de Janeiro não foi apenas conquistada, mas também construída" (Lessa, 2000). Além disso, na segunda metade do século XIX, a instalação de vias férreas trouxe um novo impulso à produção agrícola. Na

mesma época começavam a aparecer as primeiras indústrias no centro da cidade, a iluminação a gás além da circulação de transportes com tração animal. A esta altura, a cidade havia crescido significativamente, e já no final do século XIX, contava com 800.000 habitantes. Tendo como resultado da elevada concentração populacional problemas sanitários, de emprego, habitacionais e as constantes epidemias de varíola, tuberculose e febre amarela que castigavam a cidade.

Mais tarde, o crescimento da atividade mineradora no Brasil estimulou a melhoria da infraestrutura logística para propiciar o desenvolvimento e a melhor fiscalização (Silva, 2005). Como resultado, no ano de 1763, a capital administrativa do Brasil colônia passa a ser o Rio de Janeiro, consolidando o Estado, e mais especificamente a Baía de Guanabara, como principal complexo portuário de abastecimento dos navios para a defesa do litoral Sul da Colônia (Silva, 2005).

A partir do final da primeira metade do século XX, com o desenvolvimento urbano industrial da região metropolitana do Rio de Janeiro, a Baía de Guanabara atinge seu auge do processo de poluição e degradação. Segundo Rosa Castro (2005), a abertura da Avenida Brasil acompanhada da instalação de indústrias potencialmente poluidoras, principalmente químicas, farmacêuticas e de refinaria, e ainda o espetacular crescimento populacional e a expansão urbana, levaram a uma depleção radical na qualidade das águas, flora, fauna e balneabilidade das praias, e ao declínio da pesca. Os efluentes industriais, cada vez em maior escala, passaram a contaminar as águas com óleo, metais pesados, substâncias tóxicas e carga orgânica.

Após pouco mais de cinco séculos, com o resultado de todas as ações antropogênicas supracitadas houve um decréscimo alarmante da incidência de grupos de botos que usam a Baía como habitat. Já não mais há a existência de tribos indígenas, florestas foram quase totalmente dizimadas, como no caso da Mata Atlântica; sistemas hídricos assoreados; mangues e faixas de mar, aterrados; rios foram canalizados e dejetos, lançados nos corpos d'água (como lagos, lagoas e praias).

1.4. ORGANIZAÇÃO ESPACIAL ATUAL DA BAÍA DE GUANABARA

Atualmente, a Baía de Guanabara é considerada como um dos ecossistemas costeiros mais poluídos da costa brasileira. Como apresentado anteriormente, este foi o resultado de seu processo histórico de ocupação desordenada, principalmente a partir da década de 50, o que consistiu na instalação de parques industriais em paralelo com a ausência de planejamento e instalação de saneamento básico. Com isso, a Baía

passou a ser alvo da destinação final de rejeitos tanto industriais quanto domésticos. A partir da década de 70, a indústria naval toma novo impulso, sendo acompanhada pela implantação da indústria petroquímica em Duque de Caxias. Neste sentido, Coelho (2007) afirma que as indústrias que historicamente contribuíram para a contaminação da Baía foram a REDUC, instalada desde 1957, a Refinaria de petróleo de Manguinhos (1954), Petroflex (1962) entre outras localizadas na bacia hidrográfica da Baía de Guanabara. As instalações não se resumem em ambiente continental. Em 1991 foi construído o duto que liga a REDUC ao terminal da Petrobras localizado na Ilha D'água, próxima a Ilha do Governador, cujo vazamento em 1997 liberou em torno de 3.000.000 litros de óleo na região mais interior da Baía (COELHO, 2007), atingindo áreas como a Reserva Ambiental de Guapimirim.

A partir de meados dos anos 2000 a indústria petroquímica passa por nova aceleração, representada por um novo processo de modernização iniciado sob a liderança da Petrobras. Dentre os novos empreendimentos destacam-se o complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ) a instalações do Terminal da Ilha Comprida, as adaptações do Terminal Aquaviário da Ilha Redonda e Dutos de GLP na Baía de Guanabara. Assim, como se pode verificar, o principal setor da indústria fluminense é o de Petróleo e Gás, sendo a Petrobrás o principal ator. Sua área de atividade contempla a exploração e produção, refino, comercialização, transporte, petroquímica, distribuição de derivados, gás natural, energia elétrica, gás-química e biocombustíveis.

1.5. IMPACTOS DOS POLUENTES DA BAÍA DE GUANABARA

Devido às diversas atividades empreendidas nos arredores da Baía de Guanabara, a mesma apresenta muitas fontes difusas e pontuais de poluição. Estas, são identificadas como responsáveis pela deterioração das águas da Baía de Guanabara, em função da urbanização e desenvolvimento industrial, como resumido no Tabela 2. Entre as fontes pontuais se destacam os parques industriais e as áreas de disposição de lixo. As indústrias representam a origem da maior parte da carga poluente tóxico na Baía. Entre as fontes difusas estão: efluentes domésticos, escoamento urbano, emissões atmosférica e a poluição por óleo, principalmente originada das atividades de embarcações. O escoamento de águas superficiais responsável pelo carreamento de poluentes vindos de postos de gasolina também é um problema para a Baía de Guanabara (OLIVEIRA, 2009).

Tabela 2. Principais Fontes de Poluição na Baía de Guanabara (Fonte: Oliveira, 2009).

Principais Fontes de Poluição	Características
Indústrias (cerca de 6000)	80% da poluição industrial é proveniente de apenas 52 indústrias
Refinaria de Duque de Caxias (REDUC)	1,4t dia^{-1}, representando 20% do total lançado, além de despejos contendo fenóis, metais pesados e micropoluentes
Terminais marítimos de petróleo (16)	1t dia^{-1} de óleo
Portos Comerciais e outras fontes	2,3t dia^{-1}de óleo
Postos avançados de combustível (2000) estaleiros (32)	2,3t dia^{-1} de óleo que representam 33% do total lançado na baía
Lançamentos de esgotos domésticos (7,3 milhões de habitantes)	20m^3s^{-1} de esgoto doméstico; apenas 2,7m^3s^{-1} recebem tratamento
Vazamento de lixo	Vazamento de 800m^3dia^{-1} de chorume
Ocupação de terra pública que margeia rios e encostas	Lançamento de lixo e esgoto domestico sem qualquer controle
Cargas poluidoras despejadas diariamente na baía	Orgânica (DBO): 400t Orgânica Industrial: 64t Metais pesados: 0,3t Lixo doméstico: 6t Carga de óleo: 7t

Diariamente a Baía de Guanabara recebe toneladas de resíduos potencialmente tóxicos que variam desde óleos e graxas, metais pesados e chorume provenientes dos empreendimentos industriais, transportes, portos e estaleiros, terminais petrolíferos entre outros. Como pode ser constatado, atualmente existem diversas fontes de contaminação na Baía, variando entre esgotos não tratados, nutrientes, hidrocarbonetos, metais pesadas e grandes quantidades de sólidos suspensos. Resíduos domésticos não tratados são responsáveis por descarregar matéria orgânica e microorganismos patogênicos. Resíduos sólidos, por outro lado, também representam um problema de poluição bastante aparente e acentuado na Baía de Guanabara podendo ser detectado em diversas áreas marginais da Baía, incluindo suas praias interiores (FISTAROL et al., 2015).

Atualmente uma das questões mais críticas é a grande quantidade de matéria orgânica diariamente lançada na Baía. O tabela 4 apresenta os resultados de um levantamento feito pela Pacific Consultants International (2003) a respeito do aporte de matéria orgânica de cada sub-bacia da Baía de Guanabara até o ano 2000. Os valores do quadro comprovam o maior peso dos esgotos não tratados como fonte de carga orgânica, assim como os efluentes industriais. As sub-bacias com maior potencial poluidor de carga orgânica são as localizadas na região noroeste da Baía de Guanabara.

Tabela 4. Contribuição de carga orgânica de cada sub-bacia da bacia hidrográfica da baía de guanabara.

Região	Sub-bacia	Carga das ETES (tons/dia)	Carga dos esgotos não tratados (tons/dia)	Carga orgânica industrial (tons/dia)	Carga poluição superficial (tons/dia)
Oeste	Enseada de Botafogo – Rio Carioca – Urca – Centro	-	13,70	0,898	0,027
Oeste	Canal do Mangue	-	19,83	0,425	0,054
Oeste	Canal do Cunha	8,89	40,62	3,049	0,108
Oeste	São Cristovão	-	1,26	0,245	0,010
Oeste	Rio Irajá – Canal da Penha – Rio Ramos	2,94	7,42	0,900	0,075
Oeste	Rios Acari – Pavuna – Meriti	8,65	52,99	1,826	0,217
Oeste	Cabo do Brito	-	1,76	0,218	0,029
Noroeste	Rios Iguaçu-Sarapuí	11,42	92,91	5,717	1,003
Noroeste	Rios Estrela-Inhomirim-Saracuruna	-	20,80	2,398	0,674
Noroeste	Mauá	-	0,73	-	0,020
Nordeste	Rio Suruí	-	1,20	0,051	0,118
Nordeste	Rio Iriri	-	0,25	-	0,022
Nordeste	Rio Roncador	-	1,64	0,054	0,240
Nordeste	Canal de Magé	-	1,82	-	0,022
Nordeste	Rios Guapi/Macacu	-	4,70	1,308	0,003
Nordeste	Rio Caceribu	-	13,84	0,183	0,722
Nordeste	Rios Guaxindiba/Alcântara	-	32,04	0,997	0,180
Nordeste	Baía Itaoca	-	0,12	-	0,010
Leste	Rio Imboassu	-	7,40	-	0,033
Leste	Rio Bomba	0,20	10,1	4,108	0,032
Leste	Canal do Fonseca – Centro de Niterói	-	2,12	-	0,010
Leste	Icaraí – Ingá – Boa Viagem (Catedrar)	-	2,71	-	0,009
Leste	São Francisco, Jurujuba e Charitas	-	0,91	0,735	0,011
Leste	Canal Canto do Rio	4,01	2,69	0,033	0,007
Ilha	Ilha do Governador	0,86	2,71	0,.097	0,052
Ilha	Ilha de Paquetá	0,02	0,02	-	-
Ilha	Ilha do Fundão	-	0,1	-	0,008
Ilha	Ilha do Engenho	-	-	-	-
Ilha	Ilha de Santa Cruz	-	-	-	-
TOTAL		36,99	336,39	23,242	3,696

Fonte: Pacific Consultants International (2003)

1.6. A QUALIDADE DA ÁGUA DAS PRAIAS INTERNAS DA BAÍA DE GUANABARA

Por ocasião da vigência do Programa de Despoluição da Baía de Guanabara (PDBG) monitorou-se a qualidade das águas de 40 praias interiores da baía de forma a levantar a potencial melhora na qualidade da água na ocasião das obras de saneamento no âmbito do programa de despoluição. Além das águas de 40 praias compreendidas no municípios de Magé, Rio de Janeiro, Niterói e São Gonçalo, o projeto foi responsável por monitorar as areias dessas praias. Através

deste programa chegou-se a conclusão que as praias internas da Baía de Guanabara se apresentavam com a pior condição entre as praias presentes em todo o estado. Parâmetros como coliformes fecais e deposição de detritos avaliados entre 1994-1997 apontaram que a qualidade das águas dessas praias estava completamente comprometida. Todas as praias avaliadas se apresentaram acima dos valores críticos estipulados pela Resolução CONAMA 357/2005. Presume-se que a principal fonte da poluição fecal são os lançamentos de esgotos não tratados. A praia de Ramos foi enquadrada como a praia mais poluída da Baía de Guanabara.

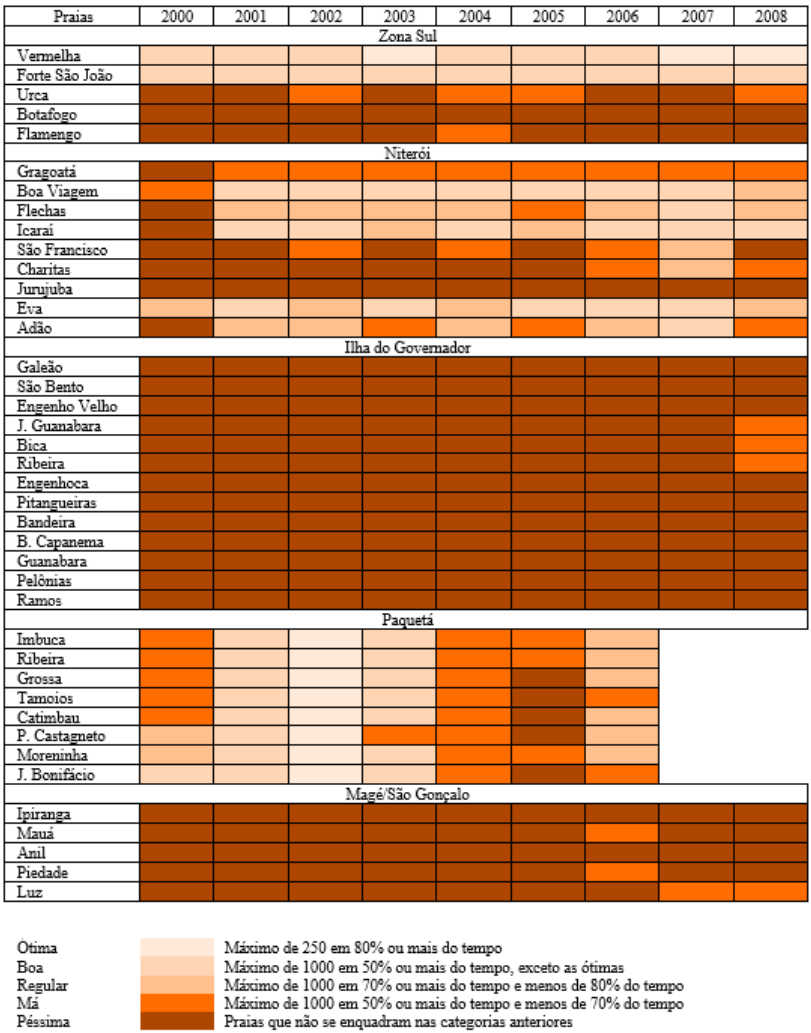


Figura 4. Evolução da Qualidade de água em diversos pontos da Baía de Guanabara (Pagina 343) e deve ser transferida para o item 1.6.

Aproximadamente uma década depois, dados apresentados pela Petrobras (levantados entre 2000 e 2008) retrataram um ambiente sem melhoras se comparados com os dados anteriormente levantados.

1.7. IMPACTOS NA GEOMORFOLOGIA DA BAÍA DE GUANABARA

Atualmente, a bacia hidrográfica da Baía de Guanabara é ocupada por uma população de 8.570.000 pessoas (PSAM, 2015). Apesar da área ocupada ser extensa, a distribuição demográfica se eleva significativamente nos arredores do espelho d'água da baía. Se considerarmos as áreas efetivamente ocupadas, ou seja, urbanizadas ou antropizadas, estas correspondem a 65% da área da bacia (LIMA, 2009), restando 27.9% da área total dos municípios componentes da Região Metropolitana do Rio de Janeiro com cobertura vegetativa no ano de 2005.

Entre os agentes impactantes também devem ser citados, a ocupação desordenada das cabeceiras dos rios, o desflorestamento e a perda do espelho d'água da Baía através do aterramento. Todos estes processos contribuíram para acelerar a degradação desse ambiente devido ao grande aporte de carga sólida que causa o assoreamento. Os agentes citados promovem o assoreamento de algumas áreas da Baía, o que restringe a circulação hidrodinâmica, diminuindo a diluição da poluição, sua capacidade de autodepuração e piorando a qualidade das águas (PETROBRAS, 2012).

Fernandes et al., (2016) analisou a perda de espelho d'água desde 1938 até 2015. Ainda que seu método apresente algumas limitações, ficou claro a magnitude dos impactos na modificação da linha de costa em seus resultados. A área do espelho d'água da Baía de Guanabara subtraída pela atividade antrópica mostra diminuição contínua da Baía (retirar) durante os 77 anos em que foram analisados. Dentro desse aspecto, o período de 1938 a 1974 foi o mais intenso no que diz respeito às modificações observadas na linha de costa, totalizando uma área ocupada por aterros de 15,22km^2. Essa área corresponde a 69,23% da área total aterrada na Baía durante todo o período analisado pelo estudo, comprovando o peso do período da industrialização mais intensa como o maior percursos de modificações na baía. Para uma visão mais ampla do estudo e as conseqüências apontadas, pode-se observar que, ao longo de 77 anos, a Baía de Guanabara perdeu algo em torno de 21.980.000 m^2 (Quadro 3).

Com base nos dados obtidos neste estudo, os quatro setores que apresentaram maiores modificações na linha de costa foram o Noroeste (Ilha do Gover-

nador), Central Oeste (Porto do Rio), Central Leste (Porto de Niterói) e Nordeste (Área de Proteção Ambiental – APA de Guapimirim) da Baía de Guanabara.

No período estudado, a variação mais intensa ocorreu na Ilha do Governador, com percentual de aterramento de 13,47% da área total aterrada na baía (Tabela 3). A ocupação e uso do espelho d'água da Baía de Guanabara para fins industriais pelo setor petrolífero, petroquímico e principalmente pelo setor naval, com investimentos em portos e estaleiros, tornaram o litoral do Rio de Janeiro a região mais importante e mais impactada do País (Sevá, 2013). Nas ilhas do interior da Baía, a Ilha Redonda, a

Tabela 3. Locais e dados de áreas modificadas na Baía de Guanabara de 1938 a 2015 (Fernandes et al., no prelo)

Período	Local	Área Km²	Percentual %
1938 - 1974	Aeroporto	0,19	0,84
	Área de Proteção Ambiental de Guapimirim	1,44	6,55
	Aterro do Flamengo	1,54	7,01
	Caju	0,96	4,38
	Centro	0,12	0,55
	Cordovil e Duque de Caxias	0,12	0,56
	Fundão	1,87	8,50
	Ilha do Governador	2,96	13,47
	Maré	0,99	4,51
	Niterói e Centro	0,51	2,33
	Penha	2,04	9,26
	Ponta da Areia e Ilha da Conceição	0,60	2,73
	Porto	0,89	4,03
	Rodovia Niterói Manilha	0,94	4,25
		0,06	0,26
Subtotal		**15,22**	**69,23**
1974 - 1984	Área de Proteção Ambiental de Guapimirim	0,65	2,95
	Caju	0,29	1,32
	Cordovil e Duque de Caxias	1,24	5,65
	Ilha do Governador	1,08	4,89
	Ilha do Mocanguê	0,31	1,43
	Maré	0,45	2,05
	Niterói e Centro	0,29	1,31
	Porto	0,11	0,52
		0,56	2,54
Subtotal		**4,98**	**22,66**
1984 - 1997	Cordovil e Duque de Caxias	1,54	7,02
Subtotal		**1,54**	**7,02**
1997 - 2015	Fundão	0,18	0,81
Subtotal		**0,18**	**0,81**
1997 - 2015	Porto	0,06	0,28
Subtotal		**0,06**	**0,28**
Total		21,98	100,00

Ilha d'Água e a Ilha do Governador, localizam-se terminais de carga-descarga de produtos petrolíferos e parques de tanques, com grande capacidade de armazenamento, ligados à Refinaria Duque de Caxias (REDUC). Os dutos recentemente construídos sob o leito marinho partem desses terminais e ligam-se, também, à REDUC e ao novo Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ).

A interpretação visual para o setor noroeste da Baía de Guanabara, entre 1938-1974 (Figura 4), mostra as mudanças na linha de costa para o conjunto de ilhas antes existentes. A análise multitemporal para esse período indica o avanço da linha de costa em direção ao litoral acrescentando área por aterros, o desaparecimento da Praia de Maria Angú e a incorporação da Ilha dos Ferreiros ao continente.

Sobre a análise qualitativa para o período 1984 a 1997, sugere-se que as pressões sobre a bacia da Baía de Guanabara, em decorrência da urbanização,

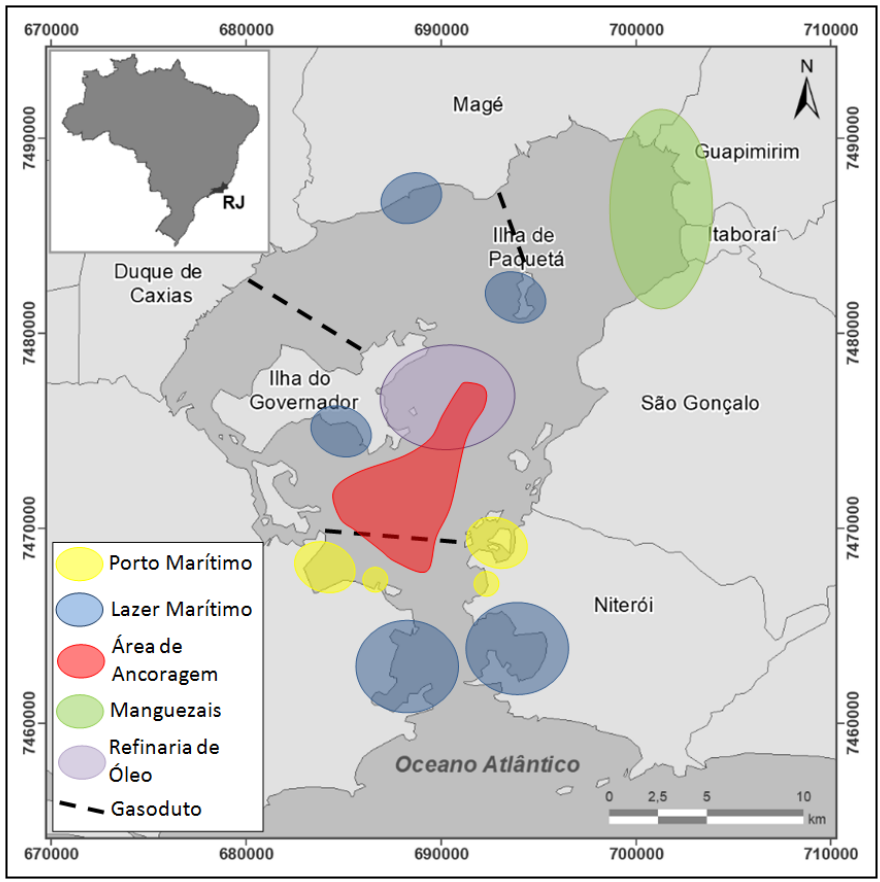


Figura 4. Organização Espacial na Baía de Guanabara

prosseguiram e sucessivos aterramentos ao norte do rio Meriti delinearam novo contorno na linha de costa. O crescimento urbano descontrolado nessas áreas da Baixada Fluminense resultou em inundações com as chuvas de verão, para alguns municípios que circundam a baía. A Ilha do Governador também teve seu contorno modificado para a construção do Aeroporto Internacional Tom Jobim, tendo ocorrido acréscimo em área e perímetro a noroeste da ilha. Segundo Amador (1980), confirma que elevadas taxas de sedimentação e o assoreamento decorrentes do desmatamento no canal entre a Ilha do Governador e o continente resultaram na perda de espelho d'água. Após a década de 1970, os sucessivos aterros continuaram a seguir indicados pelas grandes construções sugeridas pelo modelo econômico da época (Amador 1997).

Por fim, para o período de 1997 a 2015, a análise da Figura 4 mostra que ocorreram poucas modificações detectadas na escala, se comparadas com mapas de períodos anteriores. Estudo realizado por Gatto et al. (2010), sobre a dinâmica atual da evolução da Ilha do Fundão, aponta para uma recuperação de área de reserva ambiental, diminuição de gramínea e aumento da área construída em alguns pontos da ilha. A modificação do setor noroeste representou uma área de aproximadamente 14.780.000m². Cruz (1996) confirmou em seu trabalho que 80% dos aterros efetuados na Baía de Guanabara foram concentrados nessa área, durante o processo de urbanização ocorrido entre as décadas de 1940 a 1960. Segundo Amador (1997), essa área era constituída de um arquipélago entrecortado por canais com corpos arenosos e abundante vegetação que permeava estas ilhas onde a circulação de águas pelas correntes de maré favorecia a sua renovação. Menezes et al. (2005) sugerem um decréscimo de espelho d'água da ordem de 2.700.000m^2, eliminando oito ilhas: Fundão, Baiacú, Cabras, Catalão, Ferreira, França, Bom Jesus e Sapucaia, que foram unidas para a construção da Cidade Universitária, constituindo a atual Ilha do Fundão.

Mais ao sul, ainda na costa oeste da baía, percebe-se uma modificação acentuada que se deu nos períodos iniciais analisados neste estudo. O trecho da Baía de Guanabara no qual está situado o Porto do Rio de Janeiro é uma das áreas mais alteradas desde o início do século XX, onde a linha de costa original foi completamente modificada visando à instalação e modernização do sistema portuário da cidade (Moscatelli 2009). Segundo Adreatta et al., (2009), nos anos 1960, o primeiro governador eleito do período promoveu uma intensa campanha de obras públicas para o saneamento e urbanização da cidade. A obra mais significativa desse período foi o Parque do Flamengo ou Aterro, de 1964, já iniciado na

década anterior. A celebração do Congresso Eucarístico, em 1955, na enseada da Glória foi o ponto de partida para a criação da grande área aterrada. Ainda segundo o mesmo autor, o desmonte do Morro de Santo Antônio proporcionou o material necessário para o aterro, de grandes dimensões, e que permitiu à cidade um parque único à beira-mar, retificando o perfil das praias do Flamengo e de Botafogo. Toda a modificação deste setor representou aproximadamente 1.850.000m².

A análise quantitativa para o Nordeste da Baía de Guanabara mostra significativas mudanças no contorno, representadas no primeiro mapa (Figura 2), entre os rios Magé e Guaxindiba. Conforme dados do Quadro 3, a região da APA de Guapimirim apresentou uma diferença na linha de costa, representada pelos polígonos de área obtidos com valores aproximados de 1,44Km² no período de 1938-1974. Este valor corresponde a 6,55% de área perdida de espelho d'água. Tal evidência pode estar associada ao assoreamento na região, em decorrência do desmatamento para atender aos modelos econômicos adotados (Amador 1997).

No período subsequente, 1974-1984, 0,65Km² foram subtraídos na APA de Guapimirim, correspondente a 2,95% de área de espelho d'água. No terceiro e quarto mapas da Figura 4, as modificações na linha de costa não foram perceptíveis para a escala de estudo, o que pode sugerir uma diminuição dos impactos resultantes das pressões das atividades humanas sobre o corpo hídrico (Vendonschot et al., 2012). Segundo Moraes et al., (2009) a recuperação natural dos ecossistemas de manguezais, na área localizada nos limites do rio Guapi, pode estar associada a um maior controle das ações humanas em decorrência de políticas de monitoramento estabelecidas. Exemplo disso, foi a promulgação do Decreto nº 90.225, de 25 de setembro de 1984, que teve como finalidade a criação da APA de Guapimirim e proteção dos manguezais.

O desmatamento, a retificação e canalização de alguns rios que drenam a região, modificando seu curso e vazão (Pires, 1986), têm influenciado no depósito de sedimentos dentro da bacia da Baía (Godoy et al., 1998). Com isso, os manguezais que retém em suas raízes grande parte dos sedimentos carreados livremente pelos rios, e que funcionavam como verdadeiros filtros, encontrados em regiões entre marés, deixaram de existir em vários locais onde antes eram abundantes (Amador, 1997). Toda a modificação do setor nordeste representou aproximadamente 2.090.000m².

Por fim, a região central leste da baía também apresentou grande variação em área, mais especificamente na área correspondente ao centro do município de Niterói, entre os anos de 1938 e 1984. Segundo Kang et al. (2010), a área é caracte-

rizada pelo baixo dinamismo das marés e fundo lamoso, típico de ambientes estuarinos, e vem sofrendo com ações antropogênicas de uso do solo que acabam incidindo diretamente nas características das bacias hidrográficas. Essa área foi bastante impactada pelo setor portuário, onde o Porto de Niterói foi instalado com a finalidade de ativar o mercado do Estado, recebendo, inicialmente, gêneros alimentícios, madeira e celulose; e exportando açúcar, sardinha e café (no período 1958/1962) (Azevedo 1994). Segundo Azevedo (1994), depois de 1964, com a expansão do sistema rodoviário, o Porto de Niterói entrou em declínio, fato agravado também pelo assoreamento do canal e a proximidade com o Porto do Rio de Janeiro. Em 1967, o canal que dá acesso ao porto ficou reduzido a uma profundidade de três metros e meio (dos 8 metros mínimos), contribuindo para amedrontar os comandantes dos navios cujos porões vinham carregados, e forçando-os a optar por atracar no Rio.

Costa (2014) menciona alguns acontecimentos significativos relacionados à disposição da região portuária que devem ser levados em consideração: construção da avenida do contorno ao longo da orla da Baía em direção ao norte, na década de 1960, que implicou em novos aterros e, consequentemente, em alterações no desenho da enseada do porto; e, em 1974, a inauguração da Ponte Rio-Niterói, que acentuou ainda mais as modificações da linha de costa nessa área. Os vários viadutos surgidos com a ponte modificaram substancialmente a paisagem e a ambiência local, além de terem se tornado barreiras físicas significativas. Toda a modificação do setor centro leste representou aproximadamente 3.270.000m².

Em resumo, a área do espelho d'água da Baía de Guanabara subtraída pela atividade antrópica (Figura 6) mostra crescimento contínuo durante os 77 anos em que foram analisados. Dentro desse aspecto, o período de 1938 a 1974 foi o mais intenso no que diz respeito às modificações observadas na linha de costa, totalizando uma área ocupada por aterros de 15,22km^2. Essa área corresponde a 69,23% da área total aterrada na baía durante todo o período analisado por este estudo. Para uma visão mais ampla do estudo e as consequências apontadas, pode-se observar que, ao longo de 77 anos, a Baía de Guanabara perdeu em área de espelho d'água algo em torno de 21.980.000m^2 (Quadro 3), atingindo de forma intensa ecossistemas, ilhas e rios, com a expansão da linha de costa por aterros, retificação dos rios e ocupação urbana descontrolada. O uso indevido da terra alterou as características geomorfológicas e tendências de sedimentação dentro das bacias costeiras, levando a um rápido assoreamento e asfixia das rotas de navegação, como por exemplo, no canal do Cunha localizado entre a Ilha do Governador e o Continente (Sloss et al., 2011).

1.8. BAÍA DE GUANABARA COMO DESTINAÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

A Região Hidrográfica da Baía da Guanabara é composta por diversos cursos d'água que contribuem diretamente para a baía. Entre estas potenciais vias de contaminação estão: Canal do Cunha, Canal do Mangue, Carioca, Maracanã,

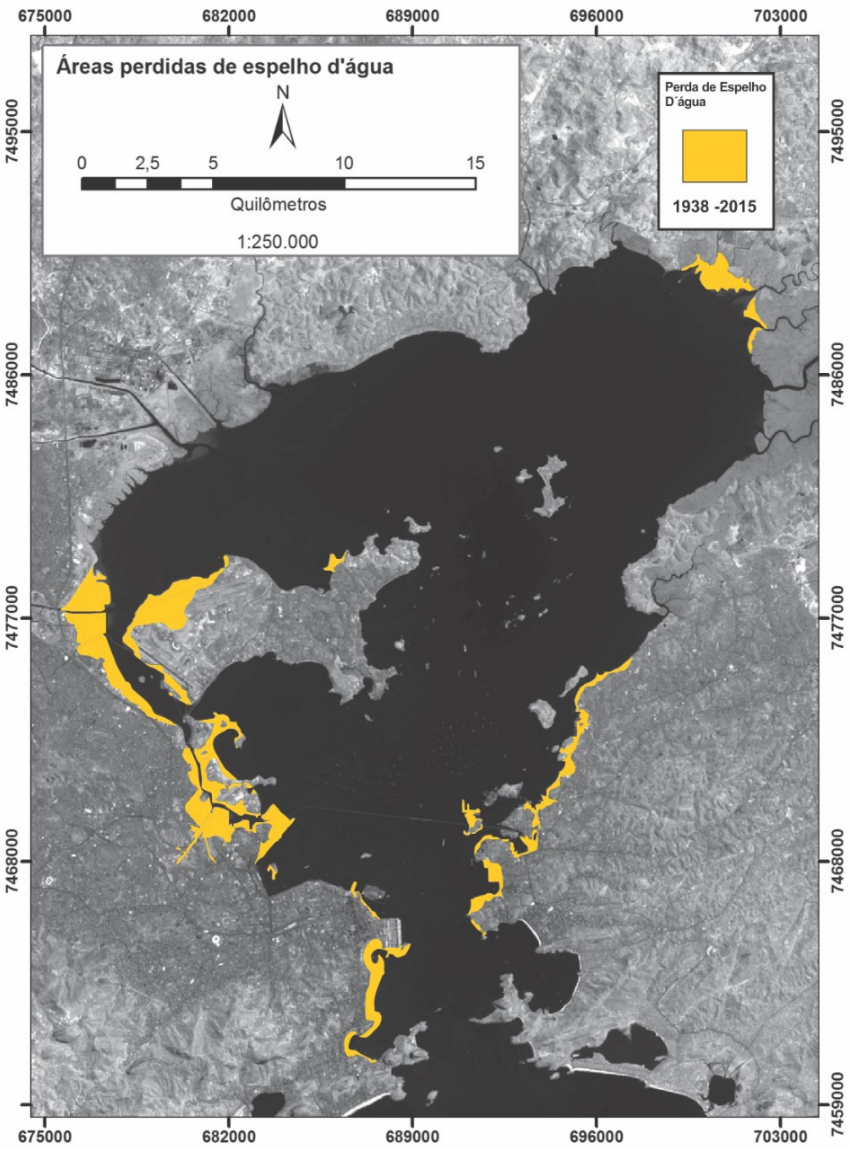


Figura 6: Mapa da Baía de Guanabara com o total de áreas perdidas de espelho d'água de 1938 a 2015.

Faria e Timbó, Irajá, Acari, Pavuna-Meriti, Sarapuí, Iguaçu, Estrela, Saracuruna, Inhomirim, Mutondo, Imboaçu, Guaxindiba, Alcântara, Caceribu, Guapi-Macacu, Magé, Roncador, Iriri, Suruí, Bomba (MENDONÇA & RIBEIRO, 2014). Na Baía de Guanabara o lixo doméstico, proveniente das cidades da região metropolitana do Rio de Janeiro e no seu entorno, é uma das questões que mais afeta a qualidade de suas águas, e o lixo flutuante compete com os esgotos, oriundos das áreas de maior concentração populacional (SEMADS/GTZ, 2001). Até a década passada, as pesquisas que tratavam da contaminação da baía normalmente enfatizavam mais a poluição gerada pelo esgoto sanitário, do que os danos ambientais diretos decorrentes do descarte de resíduos sólidos, até pouco tempo tratados como questão de menor importância (FRANZ, 2011).

Em conjunto com o desenvolvimento da cidade do Rio de Janeiro, aumentou também a favelização, que avançou em locais de risco como encostas de morros e nos arredores de rios e canais. A urbanização precária dificultou a implementação de programas de coleta de resíduos. Assim, o acúmulo deste material nos canais e em galerias pluviais resultou me constantes inundações (SOUZA, 2000).

A falta de suporte sanitário à população residente leva à prática de depósito dos resíduos em valas e encostas. Além de bloquear a circulação das águas, o acúmulo de lixo resulta em condições propícias à proliferação de vetores. As chuvas mobilizam todo o lixo acumulado nas comunidades para canais e vales que, em muitos trechos, passam sob os domicílios, ocasionando represamentos que ameaçam a segurança das casas e provocam a destruição do sistema de drenagem de águas pluviais (PINTO e LOBATO, 2003).

A estimativa de geração de resíduos sólidos urbanos pressupõe a utilização de índices de geração per capita compatíveis com a realidade de cada município. Para o presente diagnóstico, a composição dos índices de geração per capita de resíduos sólidos urbanos nos municípios demonstrado pela Tabela 4.2 e 4.3 foram baseadas nos dados disponibilizados pelas diversas instituições que elaboram estudos na área de saneamento básico no Estado e nos municípios (ECOLOGUS, 2013).

Tabela 5. Estimativa de Produção de Lixo. Fonte: Consultoria e Assessoria Técnica de Engenharia à SEA (Secretaria do Ambiente) para Elaboração do Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS) volume 2: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos (2013).

Tamanho dos Municípios	População Urbana em 2010	Produção Estimada de Resíduos Sólidos	Tipos de Materiais					
			Matéria Orgânica	Papel	Plástico	Vidro	Metais	Outros
			53,28%	15,99%	19,14%	3,28%	1,57%	6,74%
		Total/Ano	t/ano					
Pequeno Porte	1.800.494	478.810,8	271.581,52	64.400,05	89.202,45	13.505,34	7.565,24	32.511,24
Médio Porte	7.343.299	2.604.380,40	1.381.102,93	431.545,84	512.802,51	76.829,22	38.805,29	163.94,65
Grande Porte	6.320.446	3.026.228,40	1.612.374,49	483.893,92	579.220,12	99.260,29	47.511,79	203.967,79
Total	15.464.239	6.109.419,60	3.265.058,94	979.839,81	1.181.225,08	189.594,85	93.882,32	236.479,03

Como ilustrado na Tabela 5, os quinze municípios que margeiam a Baía de Guanabara têm um quantitativo estimado em quase 14.000,00 t/dia, um número de grande porte, dificultando os objetivos das gestões atuais de minimização e redução do lixo destinado à BG.

A bacia hidrográfica da Baía de Guanabara é densamente ocupada, assim, seus rios representam verdadeiras canalizações de esgoto a céu aberto, recebendo também contribuições de efluentes industriais e lixo. Nesse grupo estão incluídos os afluentes da costa oeste: Canal do Mangue ao Canal de Sarapuí, rios Alcântara, Mutondo, Bomba e Canal do Canto do Rio, na costa leste. Devido à poluição destes rios, esta área sofre de escassez hídrica, pois suas águas não podem ser usadas para abastecimento humano, levando à necessidade de importação de água da bacia do Paraíba do Sul. A falta de água é resultante de uma série de fatores, como a explosão demográfica (excesso de uso), o desmatamento de espécies vegetais (diminuição de umidade) e a degradação dos recursos hídricos (SEMADS/GTZ, 2001).

Uma vez chegando à Baía de Guanabara, o lixo tende a ser carreado pelas correntes de marés e pelos ventos. A mobilidade do lixo é majoritariamente associada ao peso e à flutuabilidade dos itens, bem como à susceptibilidade à ação dos ventos e das correntes. Conforme observaram Batista Neto e Fonseca (2011), itens como calçados, considerados pelos autores como exemplo de lixo pesados, tende a ficar retido próximo à foz dos rios como é o caso nos rios em São Gonçalo (GRAEL, 2015).

Outro grave problema é a deposição do lixo no fundo dos rios e de ambientes costeiros como a Baía de Guanabara. Resíduos como pneus, sofás, eletrodomésticos e outros materiais mais pesados tendem a afundar e a se concentrar, principalmente nos rios e nas áreas próximo à foz, considerando a menor mobilidade destes resíduos. Além dos danos ambientais, o lixo no sedimento é de difícil remoção e representa um dos grandes problemas para as operações de dragagem e deposição de sedimentos. Nas constantes dragagens realizadas na Baía de Guanabara, o lixo associado ao sedimento removido tem sido considerado uma das grandes preocupações e foco de inúmeras reclamações nas áreas próximas aos pontos de descarte no oceano ao sul da barra da Baía. Mesmo evitando-se o lixo no sedimento dragado, através de equipamentos próprios, ainda verifica-se a presença dos resíduos no material descartado. Segundo ambientalistas e pescadores esse lixo tem chegado às praias da Região Oceânica de Niterói, carreado pelos ventos e correntes (GRAEL, 2015).

1.9. RESÍDUOS INDUSTRIAIS

No que se refere a produção de rejeitos pela indústria, fatores como a ausência de uma logística coesa, falta de mão de obra e serviços especializados e tecnologias apropriadas torna a disposição adequada de resíduos um problema para as indústrias. As alternativas inadequadas vão desde o acondicionamento em tambores em áreas impróprias da própria planta industrial, sem uma política de segurança, até o descarte em depósitos clandestinos ou a mistura com os resíduos comuns do resto da indústria. Por outro lado, os incentivos para a reciclagem de material ainda são incipientes. O mercado tem se direcionado gradualmente ao desenvolvimento de tecnologias alternativas e mais sustentáveis, mas necessitam ainda de muita pesquisa, investimentos, mudança de processos e substituição de matérias-primas (SISINNO, 2002).

Atualmente, o principal destino dos resíduos tem sido o solo, o que limita cada vez mais a vida útil das áreas de disposição de resíduos. Algumas prefeituras, dessa forma, começaram a se preocupar com a implantação de programas de incentivo à reciclagem de materiais e usinas de reciclagem e compostagem passaram a integrar a paisagem de vários locais. Por outro lado, a baixa adesão da população leva a uma diminuição da eficiência. Outros problemas como os custos de manutenção das usinas versus a receita na venda dos materiais recicláveis também ainda representa um entrave para o desenvolvimento de soluções.

Boa parte das áreas de disposição já se apresentam saturadas ou em vias de saturação. Por outro lado, a localização de algumas delas é inapropriada (nas adjacências de corpos hídricos), como é o caso do Aterro Controlado do Morro do Céu (Niterói) que se encontra em uma zona de mananciais e florestas; e o Vazadouro de Itaoca (São Gonçalo) e o Aterro Metropolitano de Gramacho (Duque de Caxias) que estão em áreas de manguezais do entorno da Baía de Guanabara (SISINNO, 2002).

As principais formas de tratamento/destinação dos resíduos industriais produzidos no Estado do Rio de Janeiro são: reciclagem, aterro municipal, co-processamento, aterro industrial, estocagem, incineração, incorporação, fertilização ou *landfarming*, aterro de terceiros e outros destinos (FEEMA, 2000). Menos de 2,5% dos resíduos perigosos produzidos no Estado são incinerados e apenas 13% são dispostos em aterros industriais. Para 49% desta classe de resíduos, a reciclagem é a prática mais adotada pelas indústrias (FEEMA, 2000). Esta informação coincide com os dados do Diagnóstico da Situação da Gestão Ambiental

nas Indústrias do Estado do Rio de Janeiro, onde as grandes e médias indústrias declararam que estão procurando investir mais na reciclagem do que na disposição final para resolver o destino dos resíduos produzidos em seus processos (FIRJAN & FGV, 2002). Entretanto, para resíduos não-inertes e inertes, além da disposição em vazadouros municipais – responsáveis pelo recebimento de 46% dos resíduos – há também a opção da reciclagem, que aparece como segunda maior atividade para tratamento/destinação de resíduos não perigosos. A incineração, o co-processamento em fornos de cimento e os aterros industriais não chegam a receber 4% dos resíduos dessas classes (FEEMA, 2000).

2. ANÁLISE DOS IMPACTOS NA BAÍA DE GUANABARA: QUAL A SOLUÇÃO?

Conforme descrito ao longo de todo o capítulo, a evolução das atividades que hoje circundam o ambiente da Baía de Guanabara se deu de uma forma desordenada, sem um mínimo de planejamento, gerando inúmeros resultados negativos no equilíbrio do ecossistema. Os problemas se tornaram inúmeros e a tentativa de descrevê-los por completo gerariam frustração devido a grande complexidade do ambiente da Baía de Guanabara.

Ainda assim, com base nas informações descritas no presente capítulo, entende-se que o ambiente natural já não passa de história e que a grande maioria das modificações são irreversíveis e de grande magnitude. Assim, entende-se que a restauração de um ambiente original é inviável. O caminho mais racional seria o direcionamento para um novo ecossistema na qual os princípios da gestão ambiental sustentável seja um dos pilares do desenvolvimento.

Quanto aos impactos, grande parte deles tem sua origem principalmente em questões políticas e na falta de capacidade técnica dos órgãos responsáveis de solucionar problemas de gestão de políticas públicas. Por outro lado, a adesão da sociedade é imprescindível para o sucesso das potenciais abordagens a serem implementadas. O comprometimento do cidadão, por sua vez, permeia uma mudança de cultura e para isso, investimentos em educação são fundamentais.

REFERÊNCIAS

Andreatta, V.; Chiavari, M. P., Rego, H. O Rio de Janeiro e a sua orla: história, projetos e identidade carioca. Coleção Estudos Cariocas, Rio de Janeiro, 2009.

Alberto Ribeiro Lamego Filho, O homem e a Guanabara, Rio de Janeiro: Biblioteca Geográfica Brasileira, IBGE, 1964.

Amador, E. S. "Assoreamento da Baía de Guanabara - Taxas de Sedimentação." Anais da Academia Brasileira de Ciências, 52 (1980): 723-742.

Augusto Ivan de F. Pinheiro e Eliane Canedo de F. Pinheiro, Encantos do Rio, Rio de Janeiro: Salamandra, 1997.

Azevedo, M.N.S. "Niterói: Imagem e transformações da cidade irmã da metrópole do Rio de Janeiro." 3º Seminário da História da Cidade e do Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 7-10 setembro, 1994.

Barbieri E.; Almeida Marquez H. L.; Campolim, M. B.; Salvarani, P. I. 2014. Avaliação dos Impactos ambientais e socioeconômicos da aquicultura na região estuarina-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil

BITAR, O.Y & ORTEGA, R.D. Gestão Ambiental. In: OLIVEIRA, A.M.S. & BRITO, S.N.A. (Eds.). Geologia de Engenharia. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia (ABGE), 1998. cap. 32, p.499-508.

COELHO, V. Baía de Guanabara: Uma história de agressão ambiental. Rio de Janeiro: Casa da Palavra, 2007. 278 p.

Costa, M. A. M. "A metrópole e o estuário: pressões exercidas pelo Rio de Janeiro na Baía de Guanabara." III Seminário Nacional sobre o Tratamento de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano e Restrições Ambientais ao Parcelamento do Solo. Belém, 10-13 setembro 2014.

Cruz C.B.M., Mayr L.M., Barros R.S., Argento, M.S.F., Senna C.A.P. "Transformações Ambientais na Baía de Guanabara - uma Abordagem com Suporte de Geoprocessamento." Anais da I Semana Estadual de Geoprocessamento, 1:342-347, 1996.

ECOLOGUS Diagnóstico dos Resíduos Sólidos. Consultoria e Assessoria Técnica de Engenharia à SEA para Elaboração do Plano Estadual de Resíduos (PERS). Volume 2. Agosto 2013.

Eliane Canedo de F. Pinheiro, Baía de Guanabara: biografia de uma paisagem, Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio, 2005.The Study on Recuperation of the Guanabara Bay System: Main Report. KokusaiKogyo Co, mar 1994.

Elmo Amador, Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: Homem e natureza, Edição do Autor, 1997.

FEEMA (FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE), 2000. Relatório Semestral de Atividades do Programa de Despoluição da Baía de Guanabara – Gestão de Resíduos; Rio de Janeiro. 2000.

Fernandes, Patrícia Gloríza Ferreira. A Ocupação Desordenada e os Impactos sobre o Espelho d'água na Baía de Guanabara. 2014. Dissertação

FIRJAN (FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO)

& FGV (FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS), 2002. Diagnóstico da situação da gestão ambiental nas indústrias do Estado do Rio de Janeiro. Súmula Ambiental – Edição Especial. Gerência de Meio Ambiente da FIRJAN. Rio de Janeiro. Junho 2002.

Fistarol, G.O, Coutinho, F.H., Moreira, A.P.B., Venas, T., Cánovas, A., De Paula, S.E.M.,-Coutinho, R., De Moura, R.L., Valentin, J.L.,Tenenbaum, D.R., Paranhos, R., Do Valle,R.A.B., Vicente, A.C.P., Amado Filho, G.M., Pereira, R.C., Kruger, R., Rezende, C.E.,Thompson, C.C., Salomon, P.S., Thompson, F.L. (2015) Environmental and sanitaryconditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Front. Microbiol.. 6,1232

Francis Ruellan, "A evolução geomorfológica da baía de Guanabara", Revista Brasileira de Geografia, ano IV, nº 4, out-dez 1944, apud Alberto Ribeiro Lamego Filho, op. cit.

Francisco S. Verissimo et al., Vida urbana: a evolução do cotidiano da cidade brasileira. Rio de Janeiro: Ediouro, 2001.

FRANZ, Barbara. O Lixo Flutuante em Regiões Metropolitanas Costeiras no Âmbito de Políticas Públicas: O Caso da Cidade do Rio de Janeiro. COPPE-UFRJ. Instituto Alberto Luiza Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia. Rio de Janeiro. Setembro de 2011.

Gatto, A. F.; Virgilio, T. C.; Menezes, P. M. L.; Fernandes, M. C.; Souza, G.M. "Dinâmica Atual da Evolução da Ilha do Fundão." VI Seminário Latino Americano de Geografia Física, II Seminário Ibero Americano de Geografia Física, Coimbra, 2010.

Godoy, J. M.; Moreira, I.; Bragança, M. J.; Wanderley, C.; Mendes, L. B. "A study of Guanabara Bay sedimentation rates." Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 227 (1998).

GRAEL, Axel. Programa Guanabara Viva. Projeto Grael. Versão 03. Abril 2015.

MENDONÇA, Raphaela de Paiva & RIBEIRO, Vivian Almeida Faxas. Análise da Dinâmica Sedimentar no Entorno da Ilha do Fundão, Rio de Janeiro – RJ. Universidade de Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. Agosto 2014.

Kang, J. H.; Lee, S. W.; Cho, K. H.; Ki, S. J.; Cha, S. M.; Kim, J. H. "Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin." Water research 44 (2010): 4143-57.

Lamego Filho, Alberto Ribeiro, O homem e a Guanabara, Rio de Janeiro: Biblioteca Geográfica Brasileira, IBGE, 1964.

LIMA. Avaliação Ambiental Estratégica do Programa de Investimentos da PETROBRAS na Área de Abrangência da Baía de Guanabara: PLANGAS, GNL e COMPERJ. Trabalho realizado a pedido da PETROBRAS. Setembro 2009.

Lysia M.C. Bernardes e Maria Therezinha de S. Soares, Rio de Janeiro: cidade e região, Rio de Janeiro: Biblioteca Carioca, 1987.

Mendonça, M.L.T.G. & J.M. Godoy. 2004. Datação radiocarbônica de sítios arqueológicos do tipo sambaqui pela técnica de absorção de CO2: uma alternativa à síntese benzênica. Química Nova 27 (2): 323-325

Mendonça, M. L. T. G.;GodoyJ. M., 2004. DATAÇÃO RADIOCARBÔNICA DE SÍTIOS ARQUEOLÓGICOS DO TIPO SAMBAQUI PELA TÉCNICA DE ABSORÇÃO DE CO2: UMA ALTERNATIVA À SÍNTESE BENZÊNICA. Quim. Nova, Vol. 27, No. 2, 323-325, 2004.

Menezes, P. M. L. 2005. "Evolução Histórica-Geográfica-Cartográfica da Ilha do Fundão." Anais do X Encontro de Geógrafos da América Latina, São Paulo, 20-26 março, 2005.

Moraes, L.E.S; Gherardi, D.F.M.; Fonseca, L.M.G. "Análise multi-temporal da cobertura vegetal do tipo manguezal da APA de Guapimirim (RJ) através do processamento de imagens TM-LANDSAT." Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, 25-30 abril, 2009.

Moscatelli, M. Breve diagnose dos principais problemas ambientais e ações corretivas visando à revitalização da área do Porto do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009.

BAPTISTA NETO, José Antônio ; FONSECA, Estefan Monteiro da. Variação sazonal, espacial e composicional de lixo ao longo das praias da margem oriental da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) no período de 1999-2008. Revista da Gestão Costeira Integrada, v. 11, p. 31-39, 2011.

OLIVEIRA, A. Cronologia da Deposição de Metais Pesados Associados aos Sedimentos da Baía de Guanabara. 134 p. Dissertação (Mestrado em Química) – PUC Rio. Rio de Janeiro, 2009.

PETROBRAS. Baía de Guanabara: Síntese do Conhecimento Ambiental – Ambiente e Influência Antrópica. Rio de Janeiro, 2012.

PINTO, F.A.O., LOBATO, S.A.C. PROGRAMA FAVELA LIMPA – Um exercício de cidadania. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental VI-185 14 a 19 de Setembro. Joinville, Santa Catarina. 2003 Pires, 1986

PCI – PACIFIC CONSULTANTS INTERNATIONAL. The Study on Management and Improvement of the Environmental Conditions of Guanabara Bay in Rio de Janeiro, The Federative Republic of Brazil. JICA - JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY. Main Report, October 2003.

PSAM. Panorama do Saneamento Básico na RHBG. Componente 3: Coordenação da Sustentabilidade das Políticas Públicas Municipais de Saneamento. 2015. Rosa Castro (2005)

SEMADS/GTZ, 2001. Ambiente das Águas no Estado do Rio de Janeiro. Coordenador William Weber. Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, Projeto PLANÁGUA SEMADS/GTZ. Rio de Janeiro: SEMADS, 230 p. 2001.

SEOANE, José. Modelo extractivo y acumulacion por despojo. In: SEOANE, Jose; TAD-

DEI, Emilio; ALGRANATI, Clara (Orgs). Extractivismo, despojo y mudanças climáticas: desafios para lós movimentos sociales y lós proyectosemancipatorios de nuestra América. 1 ed. Buenos Aires: Herramienta, El Colectivo, 2013. p336. p. 21-41.

Sevá, O. "Riscos e prejuízos sociais e ambientais da indústria petrolífera. Uma introdução sobre o panorama do Brasil até 201." In: 50 anos da Refinaria Duque de Caxias e a expansão da indústria petrolífera no Brasil. Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll, 2013.

SILVA, M. O. (2005). Rio nacional, Rio local: mitos e visões da crise carioca e fluminense. Rio de Janeiro, Senac.

Silva. Carlos Henrique Santos da, Lima. Iracilde Maria Moura Fé, 2017. Evolução geomorfológica recente da falésia de Itapari, São José de Ribamar-MA1. Revista Brasileira de Geografia Física v.10, n.06 (2017) 1859-1874. 1859

SISINNO, C.L.S. Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana. Escola Nacional de Saúde Pública, Rio de janeiro, 2002.

Sloss, C. R.; Jones, B. G.; Brooke, B. P.; Heijnis, H.; Murray Wallace, C. V. 2011. "Contrasting sedimentation rates in Lake Illawarra and St Georges Basin, two large barrier estuaries on the southeast coast of Australia." Journal of Paleolimnology 46 (2011): 561-577.

SOUZA, M.L. Desafio Metropolitano: um estudo sobre a problemática Sócio Espacial nas Metrópoles Brasileiras. Bertrand Brasil. Rio de Janeiro. 2000.

Verdonschot, P. F. M.; Spears, B. M.; Feld, C. K.; Brucet, S.; Keizer-Vlek, H.; Borja, A.; Elliot, M.; Kernan, M.; Johnson, R. K. "A comparative review of recovery processes in rivers, lakes, estuarine and coastal waters." Hydrobiologia 704 (2013): 453-474.

Wärnbäck, A.; Hilding-Rydevik, T. Cumulative effects in Swedish EIA practice – difficulties and obstacles. Environmental Impact Assessment Review, 29(2), 107-115, 2009. doi: 10.1016/j.eiar.2008.05.001

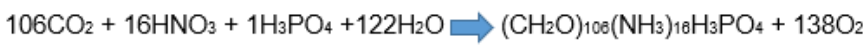
PROCESSOS DE EUTROFIZAÇÃO NA BAÍA DE GUANABARA

Valquiria Maria de Carvalho Aguiar

1. CAUSAS E EFEITOS

A urbanização de áreas costeiras ao redor do mundo é um fenômeno global. Essas áreas são escolhidas pela população justamente por sua proximidade com o mar, e pelos recursos naturais que oferecem. Estuários, em especial, concentraram algumas das maiores cidades do mundo. Geralmente, essas ocupações são feitas de forma desordenada o que pode desencadear diversos problemas ambientais. A falta de saneamento e estações de tratamento de água nos grandes centros urbanos e bacias de drenagem adjacentes gera a poluição imediata das águas marinhas que recebem aportes fluviais contaminados com resíduos de origem doméstica e industrial. Dentre esses resíduos destacam-se o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Ambos os elementos são considerados macronutrientes, sendo essenciais ao metabolismo do fitoplâncton no ambiente marinho. O aumento da carga desses macronutrientes em corpos d'água através da ação humana é dito antropogênico e é diretamente responsável por um dos grandes problemas de áreas costeiras urbanizadas, a eutrofização. Esse é um fenômeno global que vem ocorrendo há décadas em diversas áreas costeiras do mundo, sejam elas desenvolvidas ou subdesenvolvidas.

A palavra eutrofização tem origem grega: "*Eu (bem) + Trophein (nutrir)*", ou seja, um ambiente eutrofizado é um ambiente bem nutrido. Existem diversas definições para eutrofização, e a mais recente, estabelecida por Nixon em 1995, define este processo como o aumento da carga de matéria orgânica no ecossistema aquático. Tanto o nitrogênio quanto o fósforo são imprescindíveis no processo de produção primária, que consiste na fixação de carbono pelo fitoplâncton, em um processo conhecido como fotossíntese. O fitoplâncton absorve preferencialmente as formas inorgânicas dos macronutrientes como amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e ortofosfato (PO_4^{3-}) a fim de reduzir seu consumo energético no processo metabólico. Além dos macronutrientes, a fotossíntese depende de água e luz para ocorrer transformando essa energia em biomassa:



consequente aumento de turbidez na camada superficial limita a penetração da luz solar na coluna d'água, dificultando a ocorrência da fotossíntese nas camadas abaixo da superfície. Um bom exemplo de floração fitoplanctônica pode ser visto na região portuária do município de Pecém (CE), com águas extremamente turvas devido à presença massiva de algas.

O fitoplâncton é, então, o elo entre a energia solar e a produção de recursos biológicos. O produto da fotossíntese é chamado de biomassa fitoplanctônica, sendo considerada a principal base trófica dos oceanos que irá sustentar toda a cadeia alimentar. Não obstante sua importância fundamental para a manutenção da cadeia trófica nos oceanos, a intensificação da fotossíntese, desencadeada pelo aumento da carga de macronutrientes, dá início ao processo de eutrofização, com diversas consequências adversas para os ecossistemas marinhos.

Os indicadores de eutrofização em ecossistemas costeiros podem se dividir entre os ambientes pelágico e bentônico. No ambiente pelágico, os principais indicadores são concentração de biomassa fitoplanctônica, composição da comunidade fitoplanctônica, turbidez e razão entre as concentrações molares de nitrogênio e fósforo. Já no ambiente bentônico, a composição das comunidades de macrofauna e macroflora, os teores de oxigênio dissolvido e a composição da matéria orgânica destacam-se como os principais indicadores de eutrofização.

O enriquecimento de águas costeiras com macronutrientes gera de imediato dois efeitos primários em ecossistemas aquáticos: estímulo do crescimento fitoplanctônico, em alguns casos com mudanças na composição das espécies, favorecendo organismos específicos; e aumento da turbidez com deposição de matéria orgânica na região bentônica.

Algumas espécies, tidas como oportunistas, apresentam capacidade evolutiva considerada estratégica para se beneficiarem do aporte massivo da carga de nutrientes no ambiente, como capacidade de armazenamento celular em detrimento do crescimento e vice-versa. Dessa forma, quando o fitoplâncton recebe estímulo através dos macronutrientes, células pequenas respondem com explosões de crescimento, ou seja, florações, enquanto as células maiores respondem com maior armazenamento, o que se caracteriza como estratégia de competição para a sobrevivência. A proliferação massiva de algas com consequente aumento de turbidez na camada superficial limita a penetração da luz solar na coluna d'água, dificultando a ocorrência da fotossíntese nas camadas abaixo da superfície. Um

bom exemplo de floração fitoplanctônica pode ser visto na região portuária do município de Pecém (CE), com águas extremamente turvas devido à presença massiva de algas.

Outras espécies não conseguem se adaptar a essa mudança, sendo comumente observada a diminuição da diversidade e o aumento da abundância em ambientes eutrofizados. Espécies de níveis tróficos mais altos, que se alimentam abundantemente de fitoplâncton, podem se beneficiar, enquanto outras são afetadas em função da limitação de fontes alimentares. Isso muda a composição das espécies ao longo de toda a cadeia alimentar, podendo afetar principalmente os estoques pesqueiros.

Dentre os organismos que se beneficiam da eutrofização para proliferar estão as cianobactérias, ou algas azuis, conhecidas pela sua toxicidade tanto para os organismos marinhos quanto para os seres humanos. As florações fitoplanctônicas impactam também a qualidade estética do ambiente, afetam sua função recreacional, prejudicam atividades de maricultura, e ainda causam a mortalidade de diversas espécies.

Um dos principais efeitos secundários que ocorre após a ocorrência de florações é a diminuição dos teores de oxigênio dissolvido, seja pela respiração dos organismos ou através da sua utilização na decomposição aeróbica da matéria orgânica após a morte das algas. As florações fitoplanctônicas geralmente aumentam a turbidez da coluna d'água limitando a penetração de luz. Na ausência de luz a fotossíntese cessa. Se a razão entre a produção de oxigênio pela fotossíntese e a respiração for menor que 1 os organismos fitoplanctônicos são levados à hipoxia ou até mesmo à anoxia em casos extremos. Níveis de oxigênio abaixo de 5 $mg.L^{-1}$ caracterizam o início de estresse biológico, principalmente em ambientes de baixa profundidade. A diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido até gerar uma

Figura 1: Região costeira eutrofizada em Pecém (CE). Foto: Valquíria Aguiar

condição de hipoxia, onde as concentrações de oxigênio atingem valores menores que 2 $mg.L^{-1}$, dificulta a manutenção da vida marinha e pode levar à redução do estoque de organismos demersais, migração de animais bentônicos e ao completo desaparecimento de organismos marinhos. Em situações mais drásticas, quando ocorre anoxia, ou seja, a ausência de oxigênio dissolvido, podem ser geradas "zonas mortas" nas águas de fundo de ecossistemas costeiros eutrofizados.

A decomposição da biomassa fitoplanctônica devolve os macronutrientes à coluna d'água sob a forma inorgânica, onde podem ser novamente utilizados para a produção primária, gerando assim um ciclo. A manutenção do aporte antropogênico de nutrientes no ecossistema alimenta esse ciclo e mantém as condições de degradação causadas pela eutrofização. Levando-se em consideração que a eutrofização altera o estoque de recursos vivos e a capacidade de manutenção do habitat, os efeitos deletérios desse processo podem ser divididos em duas categorias principais:

1. Efeitos ecológicos: Alteram significativamente o *habitat* das espécies com mudanças que desequilibram a cadeia trófica em vários níveis. Entre os efeitos ecológicos mais comumente observados em condições de eutrofização podemos citar:

• Diminuição ou perda de organismos marinhos superiores que dependem de níveis de oxigênio adequados e estáveis para sobreviver (Ex: crustáceos e peixes)

• Migração de algumas espécies em busca de níveis mais elevados de oxigênio e morte das que não conseguem migrar.

• Mudanças na composição da fauna causadas pela hipoxia de espécies maiores, de crescimento lento, para espécies menores, de crescimento rápido.

2. Efeitos Sócio-Econômicos: Afetam a economia da área atingida pela eutrofização, principalmente no que diz respeito às atividades turísticas e pesqueiras, da seguinte maneira:

• Perda da qualidade das águas de áreas de recreação devido ao aumento da turbidez, mau cheiro e toxicidade causados pela proliferação de algas.

• Perda de qualidade da água de tanques de abastecimento, devido às toxinas decorrentes das proliferações de algas.

• Redução do estoque pesqueiro devido à redução do número de espécies, o que impacta economicamente as comunidades que vivem de pesca.

• Perda da qualidade de água em regiões de maricultura devido à ocorrência de hipoxia, aumento de turbidez, e florações de microalgas, afetando a produção.

2. MONITORAMENTO E MITIGAÇÃO

Alguns ecossistemas possuem um nível de resiliência que os permite lidar com a variação de cargas naturais de nutrientes, principalmente associadas às variações sazonais. No entanto, essa capacidade de resiliência não é suficiente para que o sistema mantenha seu equilíbrio face a cargas elevadas de nutrientes oriundos de ações humanas. A mitigação da eutrofização necessita de uma ação conjunta em várias esferas de forma a eliminar as principais causas desse processo, que é o aporte massivo de nitrogênio e fósforo em ambientes costeiros, além do monitoramento ambiental. A principal fonte de nutrientes para os ecossistemas marinhos é a terrestre, tanto a natural quando a antropogênica.

A agricultura e a pecuária estão entre as principais fontes terrestres de macronutrientes. Fertilizantes químicos utilizados nas atividades agrícolas podem ser lixiviados atingindo cursos d'água que deságuam na área costeira, ou podem sofrer escoamento superficial diretamente do solo, principalmente em condições úmidas. A pecuária também contribui para o aumento da carga de nutrientes, pois fazendas com criações de animais geralmente armazenam o esterco gerado pelos mesmos para utilizar como fertilizante, e, dessa forma, N e P encontram seu caminho até os cursos d'água, caso o processo de fertilização seja feito de forma inadequada. Os silos, utilizados para armazenar ração para animais, geralmente produzem líquido carregado em nitrato, um subproduto da fermentação, que geralmente atinge o solo e águas superficiais.

A ausência de estações de tratamento de esgoto em áreas urbanizadas é responsável por grande parte da carga de nutrientes que atingem as águas costeiras. Aportes de efluentes domésticos em áreas urbanas contribuem para o aumento das concentrações de fósforo devido à presença deste elemento em detergentes. A grande carga de esgoto bruto com altas concentrações de matéria orgânica que, quando remineralizada, libera nutrientes para a coluna d'água favorecendo a eutrofização. Rejeitos industriais sem tratamento prévio também impactam águas costeiras. Emissões de compostos nitrogenados atingem as áreas marinhas através de precipitação ácida.

O monitoramento de áreas costeiras tem importância fundamental para a detecção da eutrofização, pois nem sempre os efeitos são visualmente perceptíveis. O monitoramento das diversas variáveis que condicionam o equilíbrio do ecossistema revela a saúde ou o desequilíbrio do ambiente. As principais variáveis utilizadas no monitoramento da eutrofização são: pH, oxigênio dissolvido, turbi-

dez, biomassa fitoplanctônica e macronutrientes. Em condições de desequilíbrio ambiental, essas variáveis podem apresentar alterações gerando condições desfavoráveis à manutenção da biota.

O fato de a eutrofização ser um problema global, que atinge tantos países desenvolvidos quanto subdesenvolvidos, fez com que vários índices e modelos fossem desenvolvidos para avaliar o grau de trofia dos ambientes impactados. Um dos mais utilizados em áreas costeiras marinhas é o TRIX (Trophic Index), desenvolvido por Vollenweider et al. (1998). Ele leva em consideração as variáveis comumente utilizadas no monitoramento da coluna d'água, considerando a produção primária em termos de biomassa fitoplactônica, através daclorofila-a (Ch), os fatores nutricionais, baseados nos teores de nitrogênio (N) e fósforo (P)e oxigênio dissolvido (O), que também está ligado aos processos biogeoquímicos marinhos.

TRIX= (LOG[Ch*aD%)O*N*P]-[-1,5])/1,2

De acordo com o resultado desse índice é possível classificar a qualidade da água da área estudada em função do nível trófico, variando de alta ou oligotrófica (2<TRIX<4); boa ou mesotrófica(4≤TRIX<5); moderada ou eutrófica (5≤TRIX<6) e pobre ou hipereutrófica (6≤TRIX8).

A utilização de índices para quantificar a eutrofização é de grande valia para a comparação do grau de trofia de áreas costeiras diversas com aportes antropogênicos diferenciados, ao invés de comparar as variáveis de monitoramento uma a uma, e têm sido amplamente utilizados em estudos ambientais.

3. EUTROFIZAÇÃO NA BAÍA DE GUANABARA

A Baía de Guanabara recebe o aporte fluvial de 45 rios e mais incontáveis cursos d'água, sendo que a maioria despeja esgoto bruto em suas águas com vazão média anual de 350 m³/s. A influência antropogênica sobre a Baía de Guanabara vem ocorrendo há quase dois séculos, porém, a partir de 1950, houve um aumento significativo da carga de poluentes despejada em suas águas, relacionada principalmente ao aumento populacional e ao desenvolvimento agrícola e industrial em seu entorno e na bacia de drenagem, que atingiu um estado crítico na década de 90. Ao longo desse tempo, boa parte dos ecossistemas no entorno da baia, como os manguezais foram degradados, aterros foram construídos e diversas dragagens foram feitas. Grande parte dos rios da bacia de drenagem receberam e continuam a receber continuamente efluentes domésticos e industriais sem tratamento além de lixo sólido, o que é visível em diversas áreas da baía.

Esse ecossistema é uma área fortemente urbanizada com grandes contrastes socioeconômicos no que tange às moradias e qualidade de vida. Dentre os municípios que margeiam a Baía de Guanabara o Rio de Janeiro abriga a maior favela da América Latina, onde vive aproximadamente 13% da população, sem saneamento básico e com esgotos a céu aberto há mais de 50 anos. Além disso, o esgoto gerado por aproximadamente 48,7% da população do município do Rio de Janeiro não recebe tratamento algum, o que significa que deságua na Baía de Guanabara *in natura*. A porcentagem de esgoto não tratado nos demais municípios na área da bacia de drenagem é ainda maior do que na área metropolitana. Dentre os municípios que exercem forte pressão antropogênica sobra a Baía de Guanabara destacam-se: Rio de Janeiro, e São João de Meriti na porção oeste e Niterói e São Gonçalo na porção leste.

Além de aportes domésticos a Baía de Guanabara ainda recebe a contribuição dos efluentes de atividades agrícolas que ocorrem no cinturão verde localizado emsuabacia de drenagem. Esse estuário também é o destino final de diversos efluentes provenientes do segundo maior parque industrial do país, localizado em seu entorno, destacando-se as atividades de refinamento de petróleo, portuárias e demais atividades industriais. Em função de todos os fatores supracitados, a Baía de Guanabara é considerada uma das áreas costeiras mais poluídas do Brasil, e estima-se que a carga antropogênica que atinge suas águas tenha uma vazão superior a 22,4 m^3/s.

A péssima qualidade ambiental dos rios que deságuam na Baía de Guanabara é uma condição encontrada em todo o seu entorno, contudo, cabe destaque para a região noroeste da baía, onde os níveis de todos os tipos de contaminantes são extremamente elevados, e as condições hidrodinâmicas favorecem a baixa circulação e acúmulo de poluentes nos sedimentos finos. Essa condição foi causada principalmente pelo desenvolvimento do município do Rio de Janeiro na porção oeste da baía, onde foram construídos vários aterros para propiciar o desenvolvimento da cidade e acabaram por afetar de maneira significativa a hidrodinâmica da região. A porção norte da baía recebe massiva contribuição dos rios poluídos que deságuam nessa área onde se registram normalmente temperaturas mais elevadas, maiores concentrações de macronutrientes, biomassa fitoplanctônica, material em suspensão e coliformes e menores valores de salinidade, oxigênio dissolvido e pH, revelando um forte desequilíbrio biogeoquímico. Existe um gradiente natural norte-sul na baía estabelecido em função de suas características estuarinas, e na região da desembocadura geralmente são observadas melhores condições tró-

ficas, com menores temperaturas e concentrações de macronutrientes e maiores salinidades e concentrações de oxigênio dissolvido e pH, como consequência de melhor circulação hidrodinâmica e entrada de águas marinhas.

Os sinais de eutrofização na Baía de Guanabara vêm sendo relatados em diversos estudos ambientais ao longo das últimas décadas, tanto na própria baía quanto nos rios da sua bacia de drenagem que tem como destino final suas águas. A Tabela 1 apresenta dados de macronutrientes, clorofila-*a* e oxigênio dissolvido na Baía de Guanabara baseados em diversos estudos no período de 1939 a 2005. Os valores evidenciam o grande desequilíbrio ambiental da Baía de Guanabara, caracterizando eutrofização e a entrada massiva de carga antropogênica, principalmente na margem oeste da baía, com entrada de esgoto bruto, ocorrência de florações fitoplanctônicas e águas praticamente anóxicas. A região da desembocadura da baía apresenta concentrações de macronutrientes mais baixas em relação às margens, porém ainda assim consideradas elevadas para um ambiente estuarino.

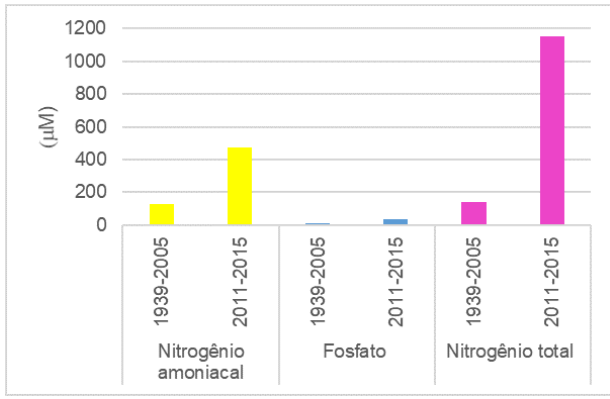
A Figura 2 ilustra as diferenças nas concentrações máximas pontuais de macronutrientes dissolvidos registradas entre os períodos de 1939-2005 e dados de estudos mais recentes no período de 2011-2015 em diversas partes do estuário. Os resultados ilustram um aumento notável nas concentrações máximas de macronutrientes ao longo dos anos, principalmente das formas nitrogenadas. As concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal atestam a entrada de esgoto bruto na baía, pois o mesmo é um produto gerado durante a mineralização da matéria orgânica. A amonificação é o segundo passo na mineralização da matéria orgânica, gerando nitrogênio amoniacal como produto deste processo. Além da mineralização da matéria orgânica o nitrogênio amoniacal também é gerado como produto do metabolismo de microorganismos. Todo o nitrogênio amoniacal produzido pelos microorganismos excedente às suas necessidades metabólicas é excretado no ambiente e pode ser utilizado como nutriente para os demais organismos ou processos microbianos, podendo alimentar o ciclo de eutrofização no sistema.

As diferenças de concentrações máximas pontuais de biomassa fitoplanctônica encontradas na Baía de Guanabara nos dois períodos em questão também caracterizam florações típicas de ambientes hipereutrofizados como mostra a Figura 2, sendo possível constatar a ocorrência de florações fitoplanctônicas há muitas décadas, resultado do aporte massivo de matéria orgânica e macronutrientes.

A Figura 3 mostra a setorização da baía de Guanabara de acordo com o nível trófico e qualidade de água, baseada em uma avaliação do INEA através de um índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation-US (NSA)-IQA_{NSF}

Tabela 1: Concentrações de macronutrientes, clorofila-a a e oxigênio dissolvido na Baía de Guanabara entre 1939 e 2005 (Adaptado de: PARANHOS & ANDRADE, 2012).

Variável	Desembocadura	Margem oeste	Margem Leste
Oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$)	2,5-9,0	<0,1-13,0	<0,1-10,5
Clorofila-*a* ($\mu.L^{-1}$)	<0,1-91	<0,1-550	<0,1-370
Ortofosfato ($P\text{-}PO_4^{3-}$) (µM)	<0,1-6,0	0,5-34,0	0,5-7,5
Nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4^+$) (µM)	<0,1-80	<0,1-475	<0,1-35
Nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) (µM)	<0,1-6,0	<0,1-2,0	<0,1-3,0
Nitrito ($N\text{-}NO_2^-$)	<0,1-6,5	<0,1-11,0	<0,1-7,0
Nitrogênio total (N) (µM)	0,5-150	2-1.150	1-300



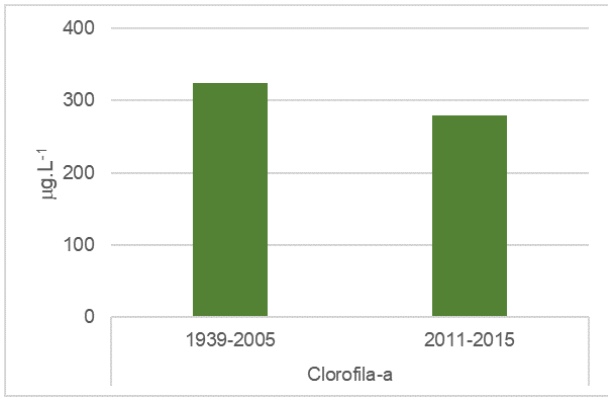


Figura 2: Valores máximos pontuais de macronutrientes dissolvidos e clorofila-a na Baía de Guanabara em dois intervalos de tempo 1939-2015 e 2011-2015 (Fonte: Cruz, 2011; Abuchacra et al., 2015; Santos, 2015).

Figura 3: Classificação trófica da Baía de Guanabara e qualidade da água conforme índice do Inea (Adaptado de: Mayr, 1989, Villac, 1990 e Cruz, 2011).

que inclui diversas variáveis: demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, nitrato, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, coliformes termotolerantes, sólidos dissolvidos totais e diferenças entre a temperatura do ar e a temperatura da água em cada ponto de coleta. A Baía de Guanabara foi dividida em 5 seções, e cada uma delas foi classificada de acordo com seu nível trófico e qualidade de água.De acordo com o proposto por Mayr, (1989) os setores de 1 a 5 exibidos na Figura 3 podem ser descritos como:

Setor 1: Área mais próxima da desembocadura da Baía de Guanabara, com maiores profundidades e salinidade. Apresenta melhor taxa de renovação da água e, portanto, a melhor qualidade ambiental.

Setor 2: Área ocidental da Baía de Guanabara, considerada um "*hot spot*" em termos de contaminação ambiental, pois recebe grande carga antropogênica de esgoto bruto e sedimentos proveniente da bacia de drenagem e do próprio município do Rio de Janeiro, além de abrigar o principal porto da região.

Setor 3: Área central da Baía de Guanabara que apresenta a maior profundidade do canal sub-aquático, com maiores salinidades e menores temperaturas em função da influência de águas marinhas.

Setor 4: Área nordeste da Baía de Guanabara, considerada a região mais preservada em termos ambientais, abriga a APA de Guapimirim, com 90 km² de mangue. Não obstante os esforços de preservação, a APA abriga alguns rios bastante poluídos como Guaxindiba e Imbuaçu que deságuam na baía.

Setor 5: Área noroeste da Baía de Guanabara, que, junto com o setor 2 representa a porção mais contaminada do estuário, em função da carga antropogênica massiva proveniente da bacia de drenagem em conjunto com a circulação mais restrita.

4. ESTUDO DE CASO: APORTE FLUVIAL NA PORÇÃO NORDESTE DA BAÍA DE GUANABARA

As fontes de esgoto doméstico, principais responsáveis pela manutenção da eutrofização na Baía de Guanabara, apresentam teores de macronutrientes muito mais elevados do que os encontrados na própria baía, e sofrem diluição ao adentrar o ambiente marinho. Estudos realizados nos rios da bacia de drenagem da Baía de Guanabara revelam a qualidade das águas fluviais que atingem esse estuário. Em um estudo realizado entre os anos de 2007 e 2009 em rios do município de São Gonçalo, que deságuam na porção nordeste da baía, foram encontrados valores extremos de biomassa fitoplanctônica, macronutrientes, material em

suspensão e oxigênio dissolvido, caracterizando condições de eutrofização severa nos rios Guaxindiba, Marimbondo, Brandoas e Imbuaçu. A Figura 4 ilustra a região do referido estudo com os rios que deságuam na porção nordeste da baía.

São Gonçalo é um município urbanizado e densamente povoado e seu esgoto não recebe nenhum tratamento, o que faz com que a Baía de Guanabara receba

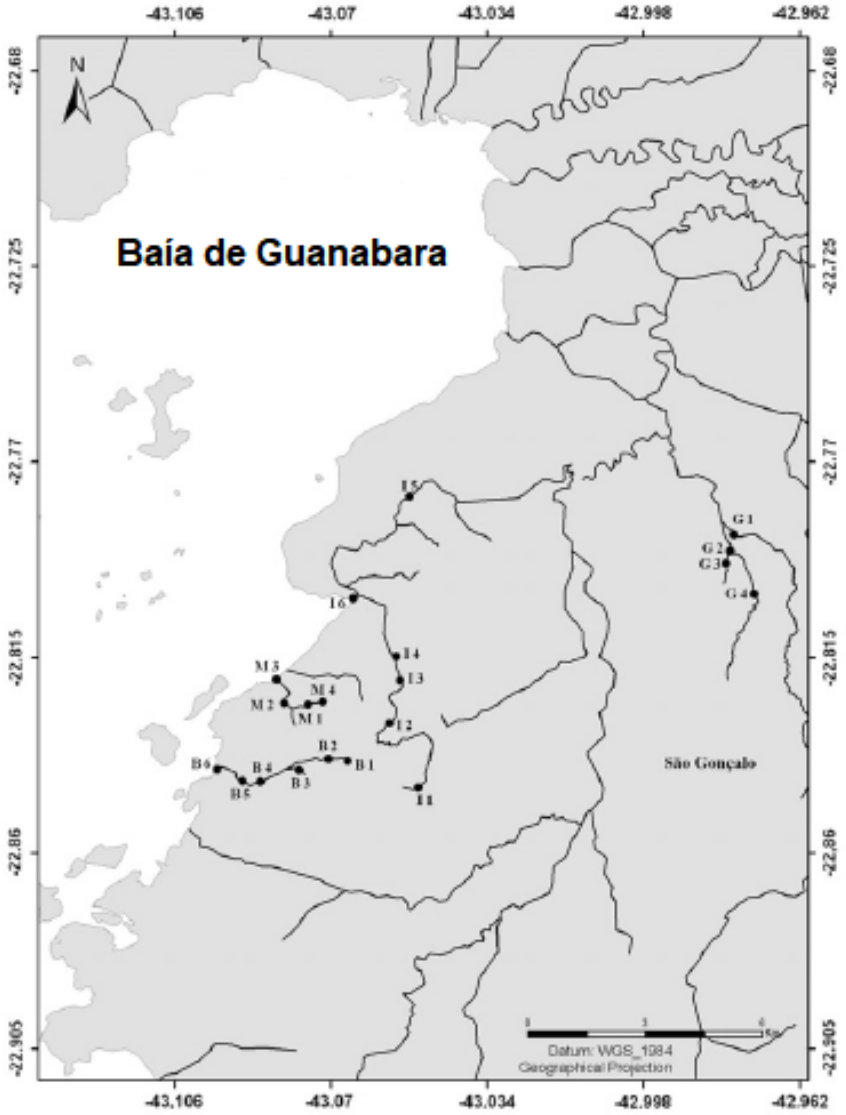


Figura 4: Rios Marimbondo, Brandoas, Guaxindiba e Imbuaçu que deságuam na porção nordeste da Baía de Guanabara (Fonte: Aguiar et al., 2011).

esses efluentes domésticos e industriais *in natura.* A maioria dos rios neste município se encontra canalizada e recebe grande quantidade de esgoto bruto além de todo tipo de lixo sólido descartado em suas margens. A Figura 5 mostra o exemplo do Rio Brandoas, canalizado, com águas turvas e muito lixo espalhado em suas margens. Todos os rios do município apresentam águas turvas, escuras e com mau cheiro. Nos 4 rios estudados foi detectada hipoxia, ou seja, concentrações de oxigênio dissolvido menores que 2,00 mg.L-*1*, sendo que em alguns pontos os valores de oxigênio atingiram zero, caracterizando anoxia, o que inviabiliza totalmente a sobrevivência de organismos maiores, sendo muitas vezes possível observar peixes mortos nos rios.

A ausência e também os baixíssimos teores de oxigênio dissolvido foram compatíveis com as elevadas concentrações de biomassa fitoplanctônica, estimada através dos valores de clorofila-*a*. Nos rios Imbuaçu e Marimbondo, os teores de clorofila-*a* atingiram 190,71 e 35,60 μg.L^{-1}, indicando elevada produtividade primária e consequente floração fitoplanctônica. Dentre as variáveis monitoradas nesses rios, os macronutrientes também se destacaram com valores extremamente elevados, revelando forte influência antropogênica na região, como mostra a Tabela 2. O fosfato, que costuma apresentar concentrações em torno de 2 μM em ambientes estuarinos pristinos atingiu concentrações tão altas quanto 130,82 μM no rio Brandoas, e 128,32 μM no rio Marimbondo, revelando a forte influência antropogênica, e consequentemente impactando as águas da Baía de Guanabara, seu destino final.

Figura 5: Rio Brandoas no município de São Gonçalo (RJ). Foto: Valquíria Aguiar

Tabela 2: Concentrações de oxigênio dissolvido, material em suspensão, clorofila-a, fosfato, nitrato e nitrito nos rios de São Gonçalo entre 2007 e 2009. (Adaptado de: AGUIAR et al. 2011).

Rios	Oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$)	Material em suspensão ($mg.L^{-1}$)	Clorofila-*a* ($\mu g.L^{-1}$)	$P\text{-}PO_4^{3-}$ (µM)	$N\text{-}NO_3^-$ (µM)	$N\text{-}NO_2^-$ (µM)
Brandoas	0-3,72	21,88-400	0-35,60	38,88-130,82	0,06-23,02	0,28-5,18
Imbuaçu	0-1,90	8,00-40,00	5,34-190,71	4,35-86,39	2,80-54,05	0,38-15,36
Marimbondo	0-2,32	20,00-362,00	5,34-16,02	4,80-128,32	0,71-11,82	0,40-6,37
Guaxindiba	0,50-2,95	6,00-44,64	7,63-8,21	17,29-59,21	2,79-20,20	0,44-19,23

Nitrato e nitrito também apresentaram concentrações elevadas, sendo registrados até 54,05 µM de NO_3^- no rio Imbuaçu e 19,23 µM de NO_2^- no rio Guaxindiba. As concentrações de material em suspensão também atingiram valores exorbitantes, como 400 $mg.L^{-1}$ no Rio Brandoas e acima de 300 $mg.L^{-1}$ no Rio Imbuaçu. Picos de biomassa fitoplanctônica, identificados através de concentrações da clorofila-*a*, também foram registrados nos rios Brandoas e Imbuaçu, com valores máximos de até 35,00 e 190,00 $\mu g.L^{-1}$, respectivamente, caracterizando rios hipereutrofizados. Toda essa carga de macronutrientes proveniente dos rios sofre diluição ao adentrar as águas da baía, contudo, mesmo diluídas, as concentrações continuam sendo muito elevadas e alimentam a eutrofização no estuário.

5. ESTUDO DE CASO: ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NA BAÍA DE GUANABARA-TRIX

Em relação aos índices ambientais, estudos realizados na última década utilizaram o TRIX para classificação da Baía de Guanabara. Em estudo conduzido por AGUIAR & BAPTISTA NETO (no prelo) foram medidos macronutrientes, oxigênio dissolvido e biomassa fitoplanctônica em enseadas na entrada da baía, nas enseadas Jurujuba (margem leste) e Flamengo e Botafogo (margem oeste). Os resultados do referido estudo mostraram diferenças expressivas nas concentrações de macronutrientes, biomassa fitoplanctônica e oxigênio dissolvido entre as margens opostas na entrada da baía, como pode ser visto na Figura 6. Os sinais de eutrofização foram observados através das concentrações de clorofila-a, que atingiram concentrações em torno de 40 $\mu g.L^{-1}$, caracterizando florações fitoplanctônicas e também nos teores de oxigênio dissolvido abaixo de 5 $mg.L^{-1}$, nas

duas margens. Visivelmente, as concentrações de fósforo inorgânico dissolvido e nitrogênio inorgânico dissolvido (nitrato + nitrito + nitrogênio amoniacal) foram mais elevadas nas enseadas do Flamengo e de Botafogo.

O TRIX revelou valores acima de 6 em ambas as margens como visto na Figura 7, indicando hipereutrofização e degradação das águas na entrada da Baía de Guanabara. Na enseada do Flamengo o maior valor de TRIX foi registrado no ponto F1, onde se localiza a Marina da Glória, local com águas visivelmente sépticas, escuras, com baixa oxigenação e mau odor, indicando aporte de esgoto.

O ponto F13 na enseada de Botafogo também apresentou valor elevado de TRIX, também indicando aporte antropogênico e má qualidade das águas. Ambos os pontos contam ainda com circulação restrita, por se localizarem na parte mais interna das enseadas, que favorece o acúmulo da carga antropogênica que atinge esses locais. Na enseada Jurujuba os valores do índice trófico também foram elevados, revelando condições hipereutróficas na maioria dos pontos avaliados.

Outro estudo conduzido entre 2013 e 2014 por SANTOS (2015) apresenta resultados de TRIX para diferentes setores da Baía de Guanabara e comparando as estações chuvosa (verão) e seca (inverno). O estudo encontrou resultados de TRIX que também caracterizaram eutrofização em diferentes áreas da baía, sem diferenças notáveis entre as estações do ano, sendo percebida a influência do nitrogênio total dissolvido na elevação do nível trófico nas regiões norte, noroeste e desembocadura. Os maiores valores de TRIX foram registrados na porção norte-noroeste da baía com valores de 6,71 e 7,32.

Dentre os fatores responsáveis por essas diferenças nas concentrações de macronutrientes entre as duas margens estão o aporte antropogênico e o tipo de fundo das enseadas. Como já mencionado anteriormente, o aporte antropogênico na margem oeste da Baía de Guanabara é maior em relação à margem leste em função da diferença de urbanização dos municípios. Além disso, o tipo de sedimento de fundo na enseada Jurujuba é predominantemente composto por sedimentos finos, que ajudam a capturar os poluentes e a matéria orgânica. Já nas enseadas do Flamengo e de Botafogo, os sedimentos são mais grosseiros e a carga de poluentes que atinge essas áreas não é retida de forma eficiente pelos sedimentos de fundo, estando sujeitos à dinâmica da coluna d'água.

A eutrofização da Baía de Guanabara pode ser também comprovada pela elevada concentração de matéria orgânica nos sedimentos de fundo, corroborando a definição proposta por NIXON (1995) de que eutrofização é o aumento da carga de matéria orgânica no sistema. O mesmo estudo que apresentou resulta-

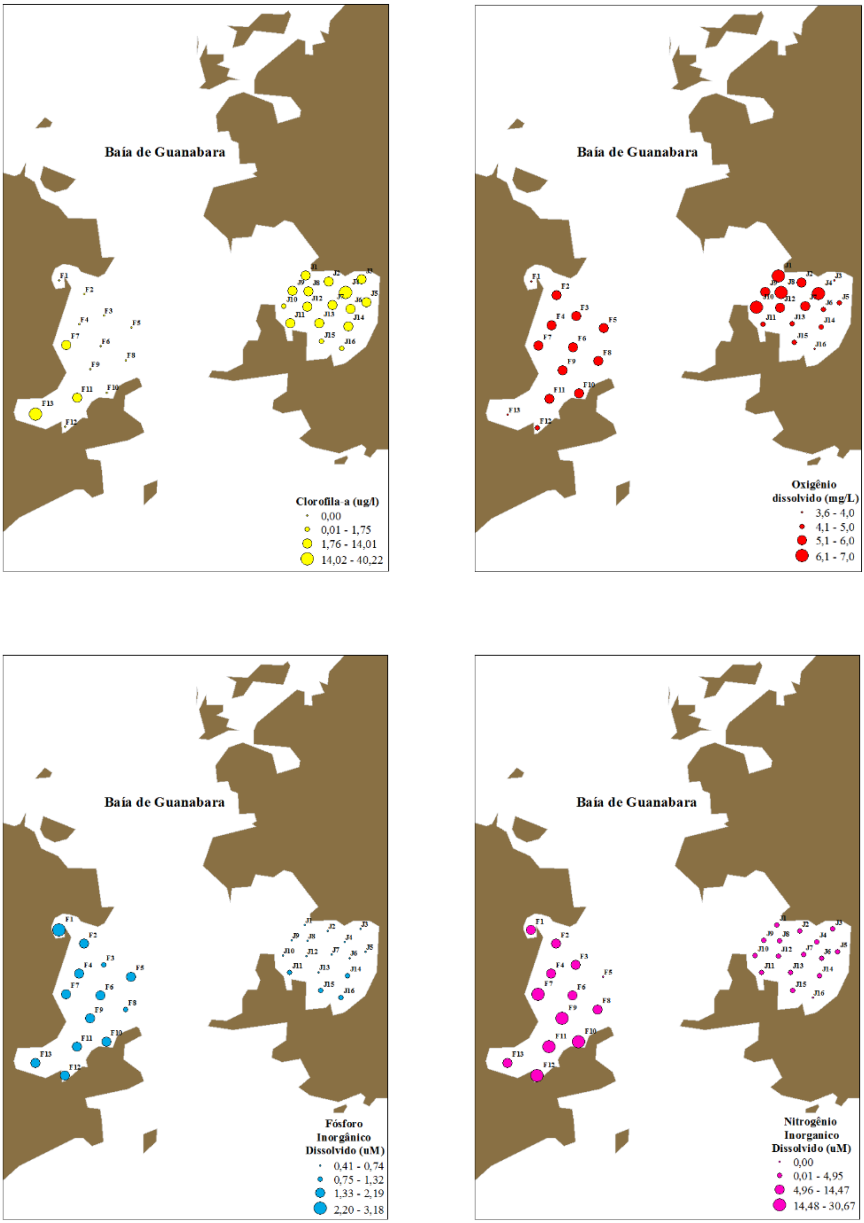


Figura 6: Valores de clorofila-a, oxigênio dissolvido, fósforo inorgânico dissolvido e nitrogênio inorgânico dissolvido nas margens leste e oeste da Baía de Guanabara em 2014.

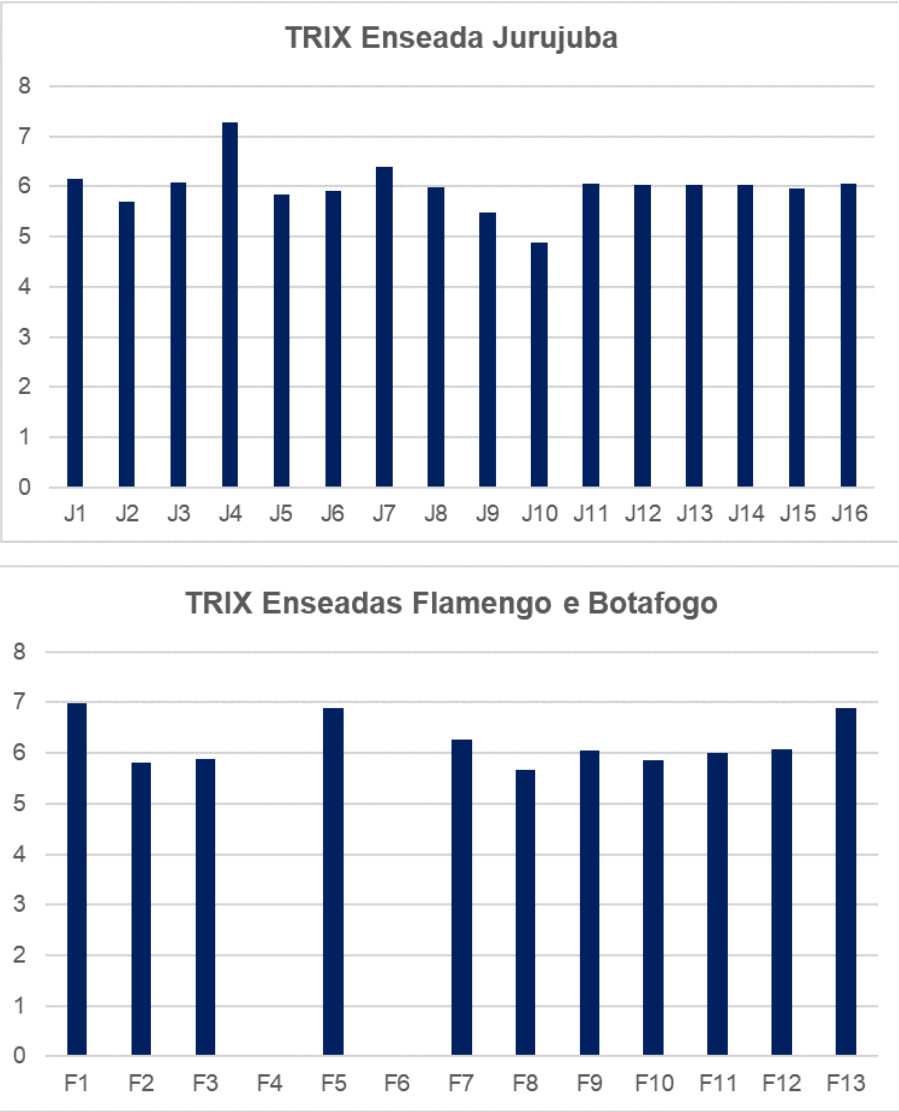


Figura 7: Resultado do índice trófico TRIX nas enseadas de Jurujuba, Flamengo e Botafogo na Baía de Guanabara.

Figura 8: Valores de matéria orgânica e fósforo inorgânico sedimentar nas enseadas de Jurujuba, Flamengo e Botafogo em 2104.

dos de TRIX para as margens leste e oeste na entrada da Baía também registrou valores elevados de matéria orgânica e fósforo sedimentar, como pode ser visto na Figura 8. As concentrações de matéria orgânica nos sedimentos de fundo, principalmente na enseada Jurujuba, são extremamente elevadas, caracterizando aporte antropogênico.

Em relação ao fósforo, é possível perceber que embora o fósforo inorgânico dissolvido seja mais elevado nas enseadas de Flamengo e Botafogo, o fósforo inorgânico sedimentar é mais elevado na enseada de Jurujuba, e isso se deve justamente ao fato de a matéria orgânica sedimentar ser mais elevada nesta localidade, ajudando a reter os poluentes. O sedimento de fundo mais grosseiro nas enseadas de Flamengo e Botafogo acaba não retendo os poluentes nesses locais, e matéria orgânica não se acumula no fundo.

Em um estudo realizado no mangue de Mauá, na parte nordeste da Baía de Guanabara BORGES et al. (2009), analisaram fósforo na coluna sedimentar, como marcador da eutrofização no ambiente. Em aproximadamente 50 cm de coluna sedimentar, os referidos autores detectaram um incremento expressivo de fósforo entre os anos de 1876 a 2004. O enriquecimento teve início a partir de 1936, saindo de concentrações menores que 300 $\mu g.g^{-1}$ de fósforo para valores entre 1200 e 1500 $\mu g.g^{-1}$ até o ano do estudo, em 2004. No começo dos anos 1900,

o pequeno incremento de fósforo se relaciona ao começo da intervenção humana na bacia de drenagem, antes do período de industrialização, quando efetivamente o aumento de fósforo se tornou significativo e foi crescendo até os dias atuais. Dessa forma, cabe ressaltar que avaliação de áreas eutrofizadas deve levar em consideração as variáveis ambientais no compartimento sedimentar, pois enquanto a coluna d'água se comporta de forma extremamente dinâmica, os sedimentos funcionam como um registro geológico de diversas substâncias, dentre elas os macronutrientes e a matéria orgânica, indicadores ambientais de eutrofização.

6. PERSPECTIVAS FUTURAS PARA A BAÍA DE GUANABARA

Os dados obtidos para a Baía de Guanabara não são definitivos, uma vez que não se baseiam em um monitoramento temporal com resultados em série, mas sim em estudos pontuais em diferentes regiões da baía. Porém, mesmo com estudos escassos e pontuais sobre a qualidade da água na baía é possível confirmar que a eutrofização está bem estabelecida nesse estuário há muitas décadas, e o aporte incessante de carga antropogênica na baía alimenta esse processo, prejudicando diversos setores da economia, entre eles atividades turísticas e pesqueiras. Em especial, as regiões norte e noroeste no fundo da baía são as mais afetadas pela eutrofização, dada a carga antropogênica elevada e circulação restrita.

A mitigação da eutrofização na Baía de Guanabara passa pela ação do poder público em suas diversas esferas, que deve visar a instalação de sistemas de tratamento de esgoto ao longo de toda a bacia de drenagem da baía, fiscalização de efluentes industriais, controle da urbanização, monitoramento ambiental contínuo do estuário e educação ambiental da população. Levando em consideração as dificuldades econômicas do nosso país, o cenário atual de eutrofização na Baía de Guanabara não deve ser modificado nas próximas décadas, restando a esse estuário lidar com os aportes contínuos de poluentes e seus efeitos deletérios para a biota local e contanto apenas com sua resiliência como mecanismo de defesa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABUCHACRA, P.F.F., AGUIAR, V.M.C., ABUCHACRA, R. C., BAPTISTA NETO, J. A., OLIVEIRA, A. S. Assessment of bioavailability and potential toxicity of Cu, Zn and Pb, a case study in Jurujuba Sound, Rio de Janeiro, Brazil. Marine Pollution Bulletin, 100, 414-425. 2015.

AGUIAR, V.M.C., BAPTISTA NETO, J. A., RANGEL, C.M.A. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. Marine Pollution Bulletin, 62, 1915-1919. 2011.

BAXTER, C. Mitigating eutrophication: A manual for Municipalities. [S.l: s.n.], 2011.

BORGES, A.C., SANDERS, C. J., SANTOS, H. L. R., ARARIE, D. R., MACHADO, W., PATCHINEELAM, S. R. Eutrophication history of Guanabara Bay (SE Brazil) recorded by ohosphorus flux to sediments from a degraded mangrove area. Marine Pollution Bulletin, 58, 1739-1765. 2009.

CRUZ, A. A. A. D. Eutrofização Antropogênica da Baía de Guanabara. Dissertação (Mestrado em Ciências do Mar). 58 f. Universidade de Lisboa, 2016.

KJERFVE, B.; RIBEIRO, C. H. A.; DIAS, G. T. M.; FILIPPO, A. M.; QUARESMA, V. da S. Oceanographic Characteristics of an Impacted Coastal Bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Continental Shelf Research, v. 17, n. 13, p. 1-13, 1997.

MAYR, L. M.; TENENBAUM, D. R.; VILLAC, M. C.; PARANHOS, R.; NOGUEIRA, C. R.; BONECKER, S. L. C. AND BONECKER, A. C. T. Hydrobiological Characterization of Guanabara Bay, Em: Coastlines of Brazil eds. O. Magoon and C. Neves. American Society of Civil Engineers, New York. pp. 124-138. 1989.

MCQUATTERS-GOLLOP, A., GILBERT, A L., MEE, L. D., VERMAAT, J. E., ARTIOLI, Y., HUMBORG, C., WULFF, F. How well do ecosystem indicators communicate the effects of anthropogenic eutrophication? Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 82, n. 4, p. 583–596, 2009.

MONTEIRO, F. F.; CORDEIRO, R. C.; SANTELLI, R. E.; MACHADO, W.; EVANGELISTA, H.; VILLAR, L. S.; VIANA, L. C. A.; BIDONE, E. D. Sedimentary geochemical record of historical anthropogenic activities affecting Guanabara Bay (Brazil). Environmental quality. Environmental Earth Sciences., v. 65, p. 1661-1669, 2011.

NIXON,S. W. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. Ophelia, 41,199–219. 1995

PARANHOS, Rodolfo; PEREIRA, André P.; MAYR, Leticia M. Diel Variability of Water Quality. Environmental Monitoring and Assessment, v. 50, p. 131–141, 1998.

PARANHOS, R., ANDRADE, L. Caracterização Físico-Química da Coluna d'Água e a Qualidade das Águas. Em: MENICONI, M.F.G., SILVA, T.A, FONSECA, M.L., LIMA, S.O.F., LIMA, E.F.A., LAVRADO, H.P., JR. FIGUEIREDO, A.G. Baía de Guanabara: síntese do conhecimento ambiental. v. 1. 337 p. PETROBRAS. 2012.

QUEVEDO, Claudia Maria Gomes; PAGANINI, Wanderley Silva. Phosphorus delivered to surface waters resulting from the use of powder detergents: Environmental and public health aspects. Ciencia e Saude Coletiva, v. 23, n. 11, p.

3891–3902, 2018.

SANTOS, S. J. C. Determinação do Estado Trófico a partir da Aplicação dos ìndices O'Boylee TRIX nos Compartimentos da Baía de Guanabara, RJ. Dissertação (Mestrado em Geoquímica-Geoquímica Ambiental).Universidade Federal Fluminse. 103 p. 2015.

VOLLENWEIDER, R. A., GIOVANARDI, F., MONTANARI, G., RINALDI, A. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. Environmetrics, 9, 329-357. 1998.

POLUIÇÃO POR METAIS PESADOS NA BAÍA DE GUANABARA

José Antonio Baptista Neto
Estefan Monteiro da Fonseca
Gustavo Vaz Melo
Claudia Gutterres Vilela

Os metais pesados foram descritos pela primeira vez no início do século XX como elementos presente em níveis muito baixos em diferentes matrizes. De fato, diferentes ramos da ciência (por exemplo, geoquímica, medicina, agricultura e química) têm diferentes entendimentos dos elementos traços. A palavra traço geralmente está relacionada à pouca abundância e inclui elementos com diferentes propriedades químicas: elementos e metalóides, incluindo o grupo de micronutrientes, elementos essenciais e elementos tóxicos. No caso dos metais, estes ocorrem naturalmente no meio ambiente através da deterioração das rochas. No entanto, a introdução destes elementos através das atividades antrópicas pode alterar enormemente o balanço dos ciclos biogeoquímicos naturais e a influência dos mesmos em corpos hídricos (Salomons e Stigliani, 1995). Muitos metais são potencialmente tóxicos, incluindo alumínio, arsênio, berílio, bismuto, cádmio, chumbo, cromo, cobalto, cobre, ferro, manganês, mercúrio, níquel, selênio, estrôncio, tálio, estanho, titânio e zinco. Destes, metais como o cromo e ferro são importantes nutrientes para os seres humanos, porém, dependendo da dose, podem apresentar sérios riscos à saúde, com impactos adversos no sistema nervoso e danos aos rins, mutações genéticas e indução de tumores (Masters, 1997). Por fim, diferentemente de outras substâncias tóxicas, os metais não são degradáveis e portanto são indestrutíveis no meio ambiente.

A origem dos metais pesados nos corpos hídricos provém de fontes difusas, podendo ser dividida em natural (background) e cultural (de origem humana). Fontes industriais e urbanas foram identificadas como a causa primária da poluição por metais tóxicos (Clark, 1996). O lixiviamento dos solos urbanos e as emissões industriais são as mais significativas fontes deste elementos para corpos receptores de água nos arredores dos grandes centros urbanos e de zonas industriais (Bourg, 1995).

A toxicidade e persistência da poluição por metais pesados em ambientes aquáticos é uma questão ambiental crítica, apresentando potenciais ameaças aos ecossistemas, devido à sua natureza não biodegradável e às longas meias-vidas biológicas para eliminação do corpo (Radha et al., 1997, Li et al., 2004). Os metais pesados nos estuários são originários de processos naturais, como intemperismo e erosão e atividades antropogênicas que incluem efluentes industriais e domésticos, contendo metais tóxicos e quelatos metálicos, escoamento superficial urbano, lixiviados em aterros e atividades de navegação. Após serem introduzidos no ambiente aquático, os metais pesados totais da fase aquosa tendem a se depositar nos sedimentos, através de mecanismos físicos, químicos ou biológicos. A distribuição e o acúmulo de metais são influenciados por fatores complexos, como balanço físico-químico da água, composição e estrutura dos sedimentos, tamanho de grão e condições hidrodinâmicas. Devido a esses múltiplos fatores, as concentrações dos metais pesados nos sedimentos variam parcial e temporalmente. Nas sete últimas décadas, a Baía de Guanabara experimentou um aumento crescente nas concentrações de poluentes relacionados as atividades antropogênicas (Rebello et al. 1986; Vandenberg e Rebello 1986; Leal e Wagener 1993; Barrocas e Wasserman 1993; Baptista Neto et al. 2000; Faria e Sanches 2001, Baptista Neto et al. 2005; Baptista Neto et al., 2006; Fonseca et al., 2009; Fonseca et al., 2013; Baptista Neto et al., 2013; Melo et al., 2014; Cordeiro et al., 2015; Aguiar et al., 2016; Aguiar et al., 2018). O entendimento da dinâmica do comportamento dos metais pesados em ambientes aquosos tem recebido maior atenção dos geoquímicos nas últimas décadas. O interesse nesta área tende a aumentar, na medida em que o desenvolvimento dos centros urbanos e a contínua industrialização têm desencadeado um desenfreado processo de degradação dos ecossistemas, que se traduz, principalmente, na liberação de lixo tóxico ao meio ambiente.

A contaminação por metais traços nos ecossistemas aquáticos é de grande importância, devido ao seu efeito negativo nas cadeias tróficas, com influência direta e imediata sobre a saúde humana. A manipulação do processo de remediação continua sendo um desafio, devido à incompleta compreensão do comportamento dos metais em ecossistemas aquáticos (Warren & Haak, 2001). Os sistemas estuarinos são de fundamental importância para a remoção da matéria em suspensão e poluentes associados ao ciclo natural da água. O seu significado ambiental tornou-os objeto de consideráveis contribuições científicas nas últimas décadas. Sedimentos em sistemas costeiros, cercados por áreas urbanizadas e industrializadas podem conter grandes quantidades de elementos traços, que são

altamente fitotóxicos e podem afetar o desempenho processos dos biológicos do ambiente costeiro.

A Baía de Guanabara é uma das baías costeiras mais proeminentes do Brasil. Ela é um estuário que recebe contribuições de cerca de 91 rios e canais, cercado pelas cidades do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, São Gonçalo, Niterói e muitas outras pequenas cidades. A baía recebe considerável quantidades de contaminantes introduzidos nos efluentes de esgoto, descargas industriais, escoamentos urbanos e agrícolas, precipitação atmosférica e entradas combinadas dos rios. A baía também abriga dois aeroportos, possui uma das principais industrias navais do país e é atravessada por uma ponte de 12 km de comprimento usada por milhares de carros diariamente. Já a algum tempo a Baía de Guanabara tem sido reconhecida como uma dos principais ambientes costeiros poluídos do litoral do Brasil. Além dos descartes contínuos, diversos eventos marcaram a evolução deste ecossistema. Em 18 de janeiro de 2000, o estuário experimentou um grande desastre ambiental, quando aproximadamente 1.300 m3 de óleo combustível marinho foram derramados na baía, como consequência de uma ruptura do oleoduto em uma das refinarias, localizadas em sua bacia de drenagem. Outros vazamentos de menor escala ocorreram repetidamente desde este maior evento.

Um dos principais problemas da baía diz respeito à poluição por metais pesados. A dinâmica destes poluentes dentro dos ambientes estuarinos é muito complexa, envolvendo a interação de todos os processos físicos, geológicos, biológicos e químicos, que muitas vezes são alterados pelo homem. Desde a década de 80 vários pesquisadores vêm se dedicando a pesquisa da contaminação de metais pesados na Baía de Guanabara (Rebello et al. 1986; Vandenberg e Rebello 1986; Leal e Wagener 1993; Barrocas e Wasserman 1993; Baptista Neto et al. 2000; Faria e Sanches 2001, Baptista Neto et al. 2005; Baptista Neto et al., 2006; Fonseca et al., 2009; Fonseca et al., 2013; Baptista Neto et al., 2013; Melo et al., 2014; Cordeiro et al., 2015; Aguiar et al., 2016; Aguiar et al., 2018).

A falta de planejamento para o desenvolvimento dos centros urbanos no entorno da Baía de Guanabara levou este ambiente ao atual estágio de degradação. Esta situação comprometeu não só atividades pesqueiras, com a queda dos estoques e da qualidade do pescado, mas também às atividades de recreação. Este quadro leva aos integrantes das comunidades pesqueiras do interior da baía a buscar outras formas de subsistência, seja pela busca de outras atividades ou pela mudança do local de trabalho. Tudo isso leva à sérios problemas sociais. Estudos anteriores mostram altas concentrações destes poluentes nos sedimentos de fundo

da baía e nos diversos ambientes que se encontram no seu interior, sendo a região noroeste a mais crítica, pois se encontram os rios mais poluídos e a menor dinâmica de correntes (Rebello et al., 1986; Perin et al., 1997; Baptista Neto et al., 2000; Faria e Baptista Neto, 1997). Com relação ao estudo de áreas fontes de poluentes e sedimentos, muito pouco foi feito, exceto em estudos muito localizados dentro da baía (Baptista Neto et al., 2000; Kehrig et al., 2003; Vilela et al., 2004).

Os metais pesados possuem alta afinidade com os sedimentos de granulometria fina (Forstner e Wittimann, 1981) que se depositam em ambientes de baixa energia. As correntes de maré na porção mais interior da baía são pouco intensas, favorecendo a deposição destes sedimentos. Na porção noroeste desembocam os rios mais poluídos do entorno da baía, que aliado à baixa circulação, é considerada como a região mais crítica com respeito à poluição por metais pesados (Perin et al., 1997; Rebello et al., 1986, Barrocas & Wasserman, 1995, Baptista Neto et al., 2006). Assim, observa-se um gradiente de concentração de metais do interior para a desembocadura, tornando-se menor neste sentido. Mas não significa que na região próxima a desembocadura não haja poluição por metais. Como mencionado anteriormente, existem diversos ambientes dentro da baía, como por exemplo, a Enseada de Jurujuba, localizada próxima a sua entrada. Baptista Neto et al. (2000) reportam altas concentrações de Pb (61 μg/g), Zn (158.0 μg/g), Cu (51.0 μg/g), Cr (89.0 μg/g) e Ni (48.0 μg/g) nos sedimentos de fundo desta região.

Kehrig et al. (2002) compararam a concentração de mercúrio na fração dissolvida e nos sedimentos em suspensão em três pontos com diferentes características no interior da Baía de Guanabara. Os autores observaram os maiores valores nas amostras da Marina da Glória (5,2 ng/l; 380 μg/kg), que constitui um local com uma baixa circulação e alto trafego de embarcações, e os menores valores sob a Ponte Rio – Niterói (0,7 ng/l; 60 μg/g), um local de alta energia e com maior renovação de água. É importante ressaltar que a concentração e ciclagem dos metais pesados dentro da Baía de Guanabara também são influenciadas por fontes externas e difusas como precipitação atmosférica e escoamento superficial urbano (Cunha e Leite, 2002; Baptista Neto et al., 1999).

A caracterização e a distribuição espacial de metais pesados na Baía de Guanabara como um todo foi conduzido por Baptista Neto et al. (2006). Nesse estudo, 92 amostras de sedimentos superficiais foram coletadas para analisar as concentrações de zinco, níquel, cromo, chumbo e cobre. Como observado nas Figuras 1, 2, 3, 4 e 5, as maiores concentrações dos metais analisados foram ob-

servadas nos sedimentos finos da região noroeste da Baía, próximo às desembocaduras dos rios mais poluídos e de uma grande refinaria, a REDUC. O fato de as maiores concentrações terem sido encontradas nos sedimentos lamosos corrobora outros estudos que indicam a grande afinidade dos metais pesados pelos sedimentos finos e ricos em matéria orgânica. Concentrações anômalas também foram encontradas nas áreas adjacentes ao porto do Rio de Janeiro. As concentrações dos metais pesados nos sedimentos são menores na parte nordeste da Baía, possivelmente devido aos rios e os manguezais mais preservados. A menor concentração de metais pesados no canal central da Baía de Guanabara está relacionado a prevalência de sedimentos arenosos e domínio de processos das correntes oceânicas (Baptista Neto et al., 2006).

As Figuras 1, 2, 3, 4 e 5 demonstram um padrão regional consistente de distribuição dos metais pesados com uma forte correlação com o tamanho das partículas e com o conteúdo de carbono orgânico nos sedimentos (Ver capítulo sedimentologia). As menores concentrações de metais pesados foram observadas no sul da Baía de Guanabara, perto da entrada, e as maiores na parte noroeste, que possui grande presença de sedimentos orgânicos lamosos. Além do tamanho das partículas e da matéria orgânica no sedimento, a proximidade das fontes de contaminação desempenha também um papel importante na distribuição de metais na Baía de Guanabara. Confirmando esta informação, para ilustrar, tem-se que as concentrações na parte noroeste são maiores que na parte nordeste, mesmo ambas as áreas sendo caracterizadas por sedimentos com mesmo teor carbono orgânico e tamanhos de partículas. A discrepância entre as concentrações de metais nessas duas regiões é o fato de a região noroeste receber um grande aporte de rios mais poluídos e hospedar maior número de indústrias, tais como a refinaria REDUC. Outros dois *hot spots* de metais pesados foram observados na região do porto do Rio de Janeiro e na enseada de Jurujuba em Niterói (Baptista Neto et al., 2006).

Uma das maiores concentrações do elemento chumbo, foi observado na área central da baía, o que pode ser explicado pela presença de um terminal de petróleo e a afinidade do Pb à as atividades petrolíferas (Figura 1). Atrás da Ilha do Governador observa-se uma grande concentração de chumbo, decorrente ao despejo dos rios mais poluídos da Baía, e que drenam a baixada fluminense (Figura 1). As maiores concentrações de chumbo foram observadas também na área do porto do Rio de Janeiro e as menores no canal principal da Baía, 193 ppm e 2 ppm, respectivamente. Esses valores são preocupantes especialmente porque o chumbo não possui nenhuma função biológica conhecida e é extremamente pre-

judicial para as comunidades biológicas. Cerca de 95% das emissões de Pb estão associadas a atividades antropogênicas (Baptista Neto et al., 2006).

O elemento zinco apresentou uma grande variação de concentrações (Figura 2), variando de cerca de 5 ppm, na entrada da Baía, a 755 ppm nos sedimentos lamosos da região noroeste. Essa concentração é 12,9 vezes maior que as concentrações naturais deste elemento encontradas na base de testemunhos sedimentares datados coletados na Enseada de Jurujuba/Baía de Guanabara (Baptista Neto et al. 2000). Em pequenas quantidades, o zinco é um elemento essencial para a vida terrestre e é um componente necessário em numerosos sistemas enzimáticos (Nriagu, 1989). O Zn também está associado, no entanto, à poluição dos esgotos (Muniz et al., 2003).

O elemento Cu também mostra concentrações elevadas (Figura 3), que variam de 2 ppm nos sedimentos arenosos a 88 ppm nos sedimentos lamosos. A concentração máxima é 20,8 vezes superior ao encontrados na base do testemunho. Cu em pequenas quantidades também é essencial para processos biológicos. Entretanto, o elemento Cu pode estar associado à contaminação por esgoto e mostra uma alta afinidade por substâncias húmicas que representam um componente importante da matéria orgânica em sedimentos recentes (Calvert et al., 1985).

Cr também apresenta altas concentrações nos sedimentos da Baía de Guanabara (Figura 4), variando de 2 ppm nos sedimentos arenosos da entrada da baía a 413 ppm na foz de um dos rios mais poluídos na Baía de Guanabara, rio Iguaçu. Este rio drena uma área urbana e em um estudo anterior que tratava de metais do escoamento superficial urbano (Pereira et al., 2007; Baptista Neto et al., 1999) os autores sugeriram que uma das principais fontes de Cr na área urbana é o desgaste de peças de veículos, como motores, pneus e óleo. Os mesmos autores também encontraram alta concentrações de Cr perto dos estaleiros. Os valores mais altos de Cr neste local são dez vezes superiores aos valores histórico pré-antropogênico da base dos testemunhos sedimentares.

O elemento Ni apresenta uma baixa concentração por toda a área da Baía de Guanabara (Figura 5), variando de 1 a 35 ppm. A concentração média é de 15,5 ppm e os valores para os testemunhos sedimentares nas camadas pré-antropogênica é de 27 ppm. A concentração de Ni na área de estudo também é menor do que o folhelho médio (68 ppm) (Turekian e Wedepohl, 1961) e das rochas da superfície do mundo (49 ppm) (Martin e Meybeck 1979). Minerais Ferro manganês e sulfuretos ferrosos estão entre as fontes desse elemento (Muniz et al., 2003).

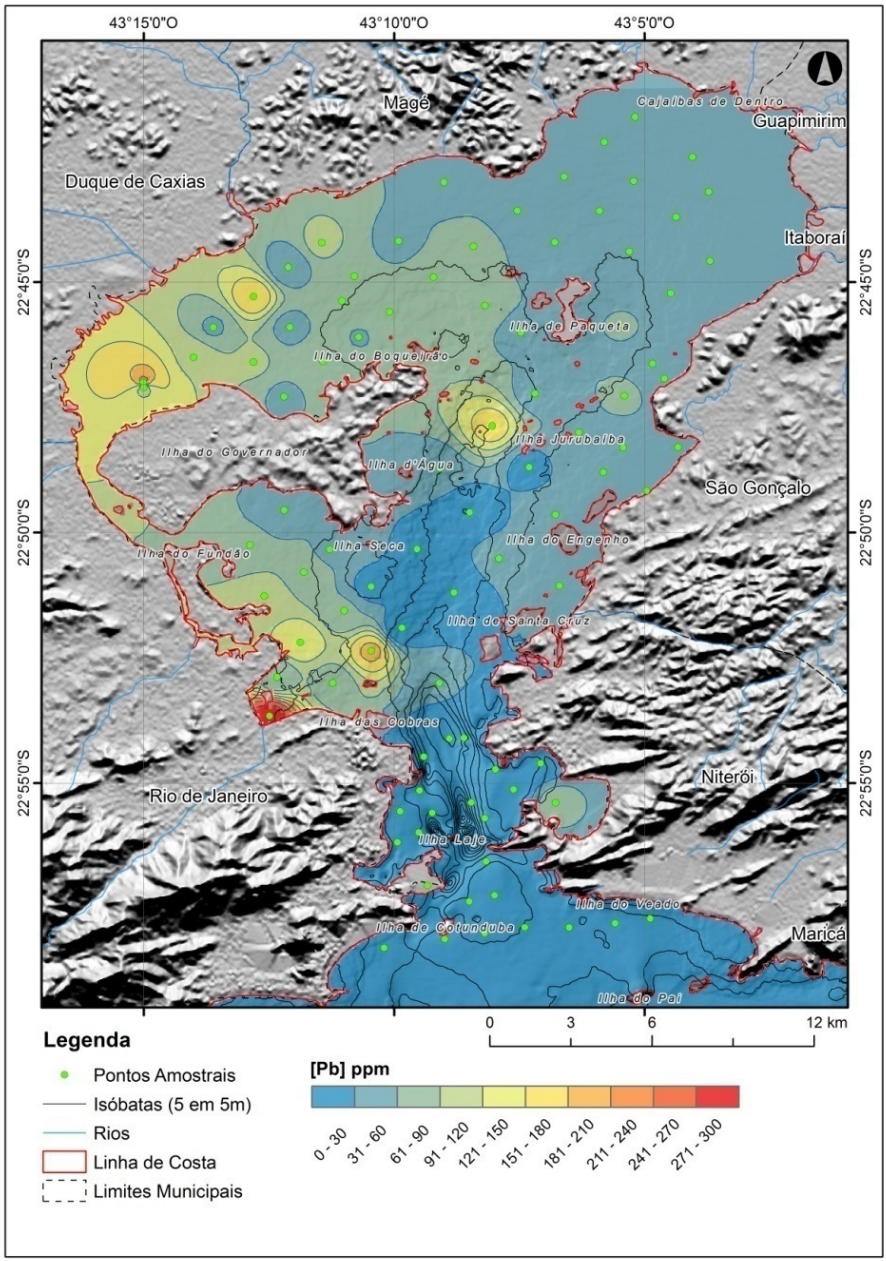


Figura 1 - Mapa de concentrações do elemento Pb, nos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara.

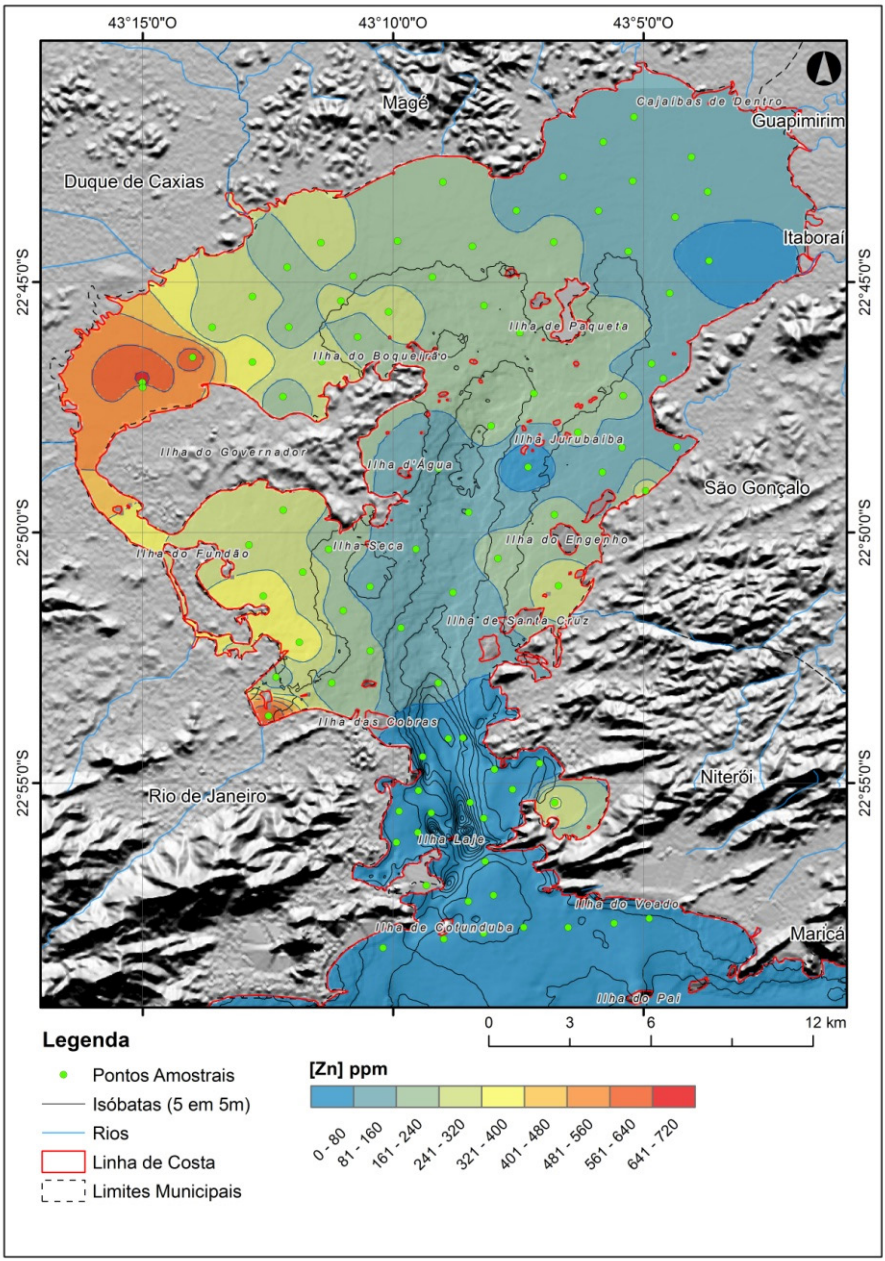


Figura 2 - Mapa de concentrações do elemento Zn, nos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara.

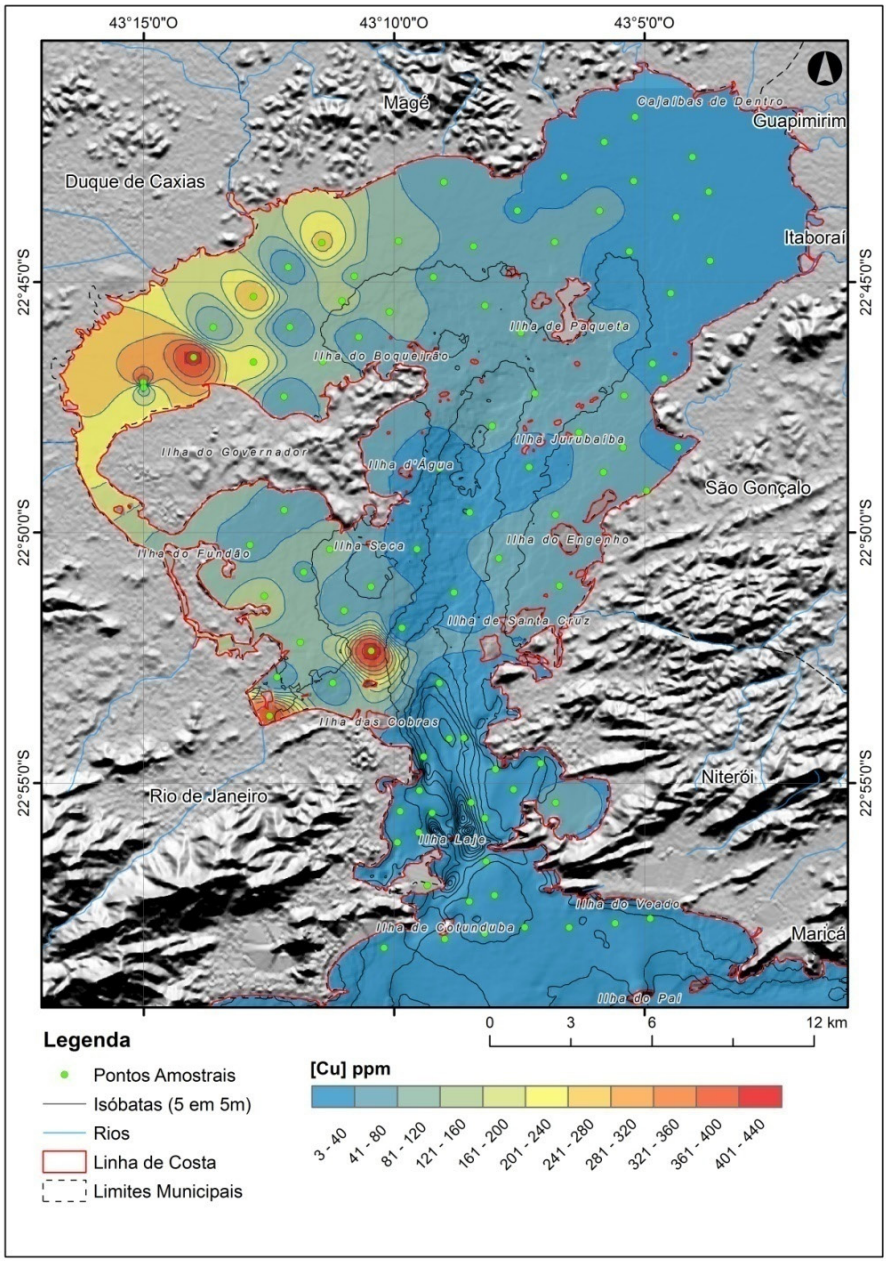


Figura 3 - Mapa de concentrações do elemento Cu, nos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara.

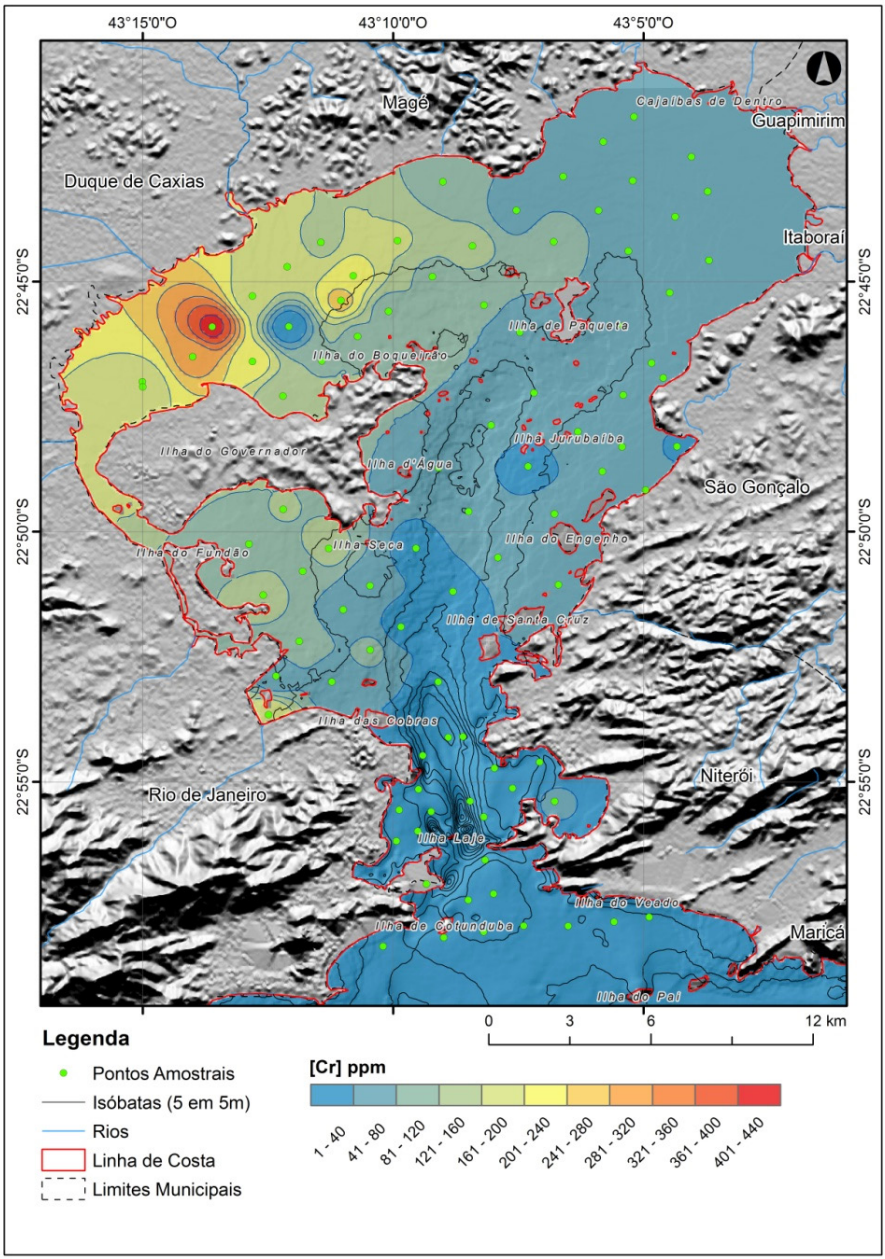


Figura 4 - Mapa de concentrações do elemento Cr, nos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara.

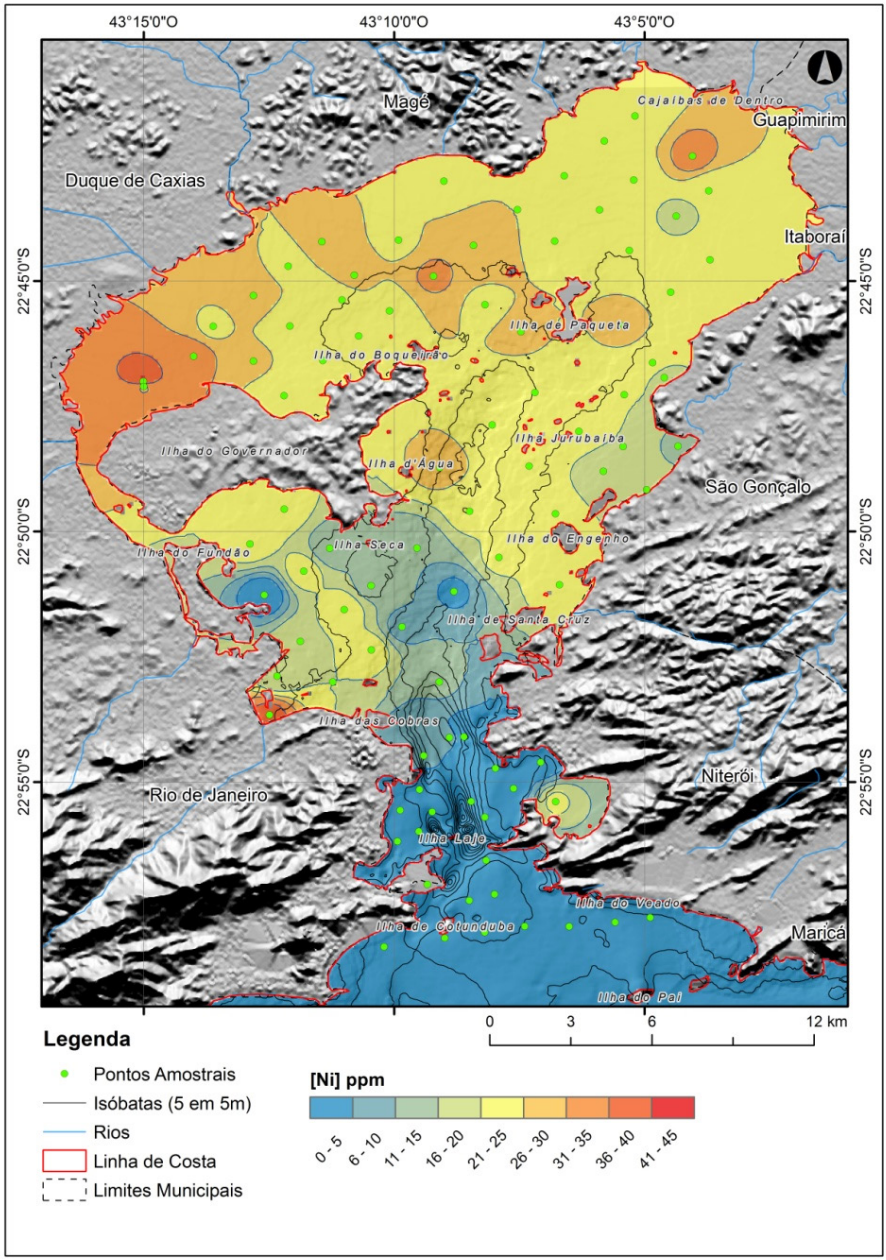


Figura 5 - Mapa de concentrações do elemento Ni, nos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara.

Tabela 1 - Fluxos dos metais para a coluna sedimentar coletada na parte nordeste da Baía de Guanabara.

	Zn (gm^{-2} ano^{-1})	Ni (gm^{-2} ano^{-1})	Cr (gm^{-2} ano^{-1})	Cu (gm^{-2} ano^{-1})	Pb (gm^{-2} ano^{-1})
1997	670,0	318,2	318,2	142,7	2629,7
1950	366,4	232,0	201,5	55,0	189,3
1900	275,1	242,1	187,1	77,0	209,1

Fonte: Baptista Neto et al., (2013).

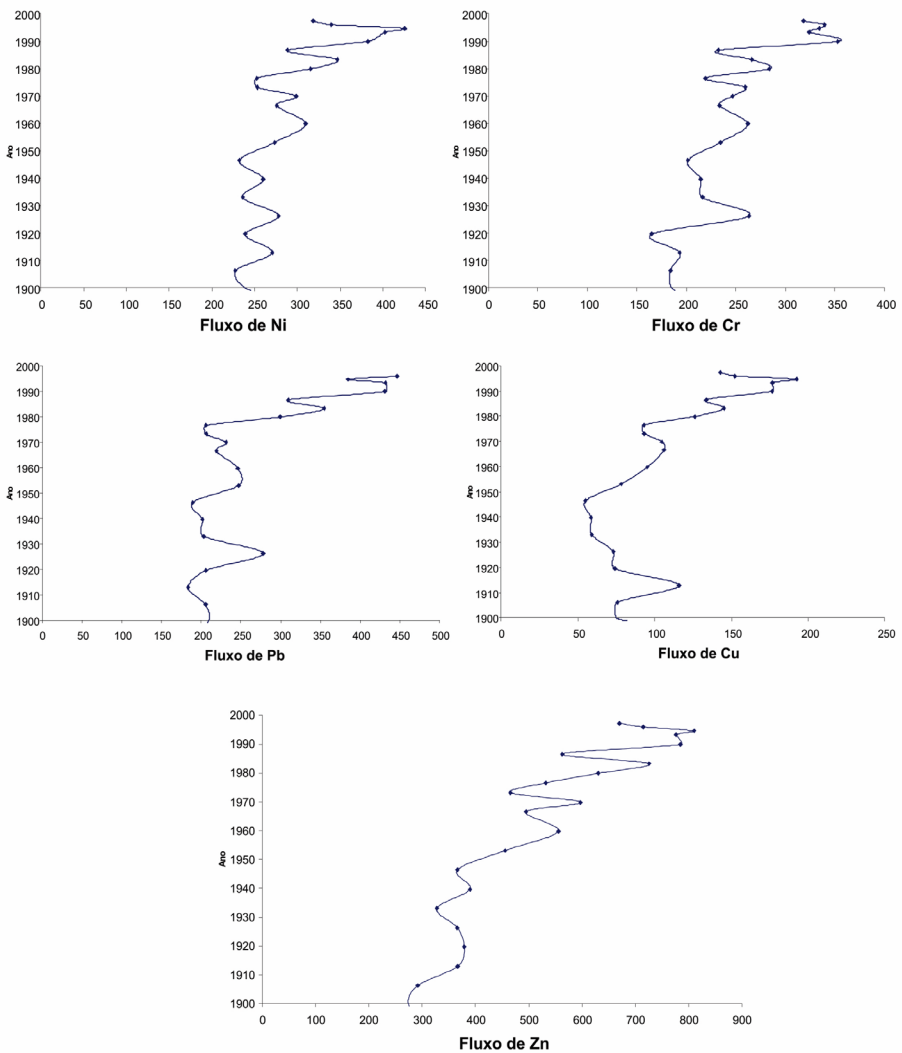


Figura 6 - Fluxo dos elementos traços Ni, Cr, Pb, Cu E Zn em testemunho coletada na região norte da Baía de Guanabara, próximo à APA de Guapimirim (Fonte: Baptista Neto et al., 2013).

Baptista Neto et al. (2013) examinaram o fluxo histórico de metais na Baía de Guanabara utilizando-se de datação radiométrica pelo método 210Pb em um testemunho sedimentar de 180 cm de comprimento, coletado na área nordeste da Baía de Guanabara, próximo ao sistema de manguezais da APA de Guapimirim. A razão da seleção dessa área para o estudo foi o fato de que a sub-bacia que deságua nessa região está recebendo o grande complexo petroquímico do COMPERJ, que possivelmente vai intensificar o aporte de sedimentos e metais pesados na área de estudo. Os resultados deste estudo destacaram a importância de combinar análises de metais pesados e Pb210 para examinar o fluxo de metais pesados na Baía de Guanabara e as mudanças ambientais ao longo de um período de tempo. Estes mesmos autores observaram uma taxa de sedimentação para a Baía de Guanabara de 0,67 cm/ano^{-1}, o que indicaria o nível de impacto humano no ciclo de sedimentos na baía, já que essas taxas são muito altas em comparação com outros ambientes menos impactados no Sudeste do Brasil. No entanto, Godoy et al. (2012), baseados nos dados existentes na literatura e nos dados adicionais apresentados em seu trabalho concluíram que, em geral, a taxa atual de sedimentação da Baía de Guanabara é de aproximadamente 1 cm/ano-1, o que representaria um incremento de cinco em relação à linha de base destes valores.

Segundo Baptista Neto et al. (2013) a concentração de metais pesados mostra uma constante de aumento nos últimos 50 anos, com os níveis mais altos na camada superior do testemunho. Este período está relacionado ao aumento da urbanização (pós - 1950) e ao desmatamento (antes de 1950) na bacia hidrográfica da área. O mesmo padrão também foi observado para o fluxo de carbono orgânico, o que poderia indicar o recente impacto do despejo de esgoto não tratado que entra na baía. Os valores estimados para o fluxo de zinco, níquel, cromo, cobre e chumbo para os sedimentos para os anos 1900, 1950 e 1957 estão na Tabela 1. Os perfis do fluxo de metal para a coluna sedimentar analisada ao longo do tempo podem ser observados na Figura 6.

Com os dados da Tabela 1 e Figura 6 observam-se que as concentrações de metais pesados começaram a aumentar por volta de 1950. Esse período está associado com o aumento do desmatamento, seguido de um intenso processo de urbanização nas sub-bacias em consideração. Os fluxos mais altos de metais pesados são observados na camadas superiores da coluna sedimentar refletindo à uma tendência no aumento de aporte de metais. Aumento na concentração de zinco está potencialmente relacionada à queima de combustíveis fósseis. O cobre é gera-

do pela queima de combustíveis fósseis, efluentes industriais, agricultura, mineração, águas residuais e esgoto não tratado. O chumbo possivelmente aumentou seu fluxo devido ao uso na gasolina contendo chumbo como aditivo antidetonante dos veículos. Níquel e cromo também estão associados aos resíduos urbanos e industriais. A ponte Rio-Niterói pode também ser considerada uma importante fonte de metais pesados para a Baía de Guanabara, desde a sua inauguração na década de 70 (Baptista Neto et al., 2013).

As maiores fontes de sedimentos para a Baía de Guanabara são os rios, principalmente aqueles que tiveram seus cursos alterados. Muitos estudos destacam as emissões antropogênicas de metais pesados para a Baía de Guanabara, e a acumulação desses componentes nos sedimentos. Na região noroeste e oeste da Baía, a entrada de sedimentos continentais é substancial e a área é intensamente influenciada por atividades antropogênicas, tais como lançamento de esgoto urbano e industrial sem tratamento, canalização de rios e desmatamento para cultivo agrícola.

Vários estudos têm demonstrado que a parte noroeste da Baía e as áreas portuárias são as áreas mais poluídas por metais pesados na Baía, devido aos efluentes urbanos e industriais. Os rios da seção noroeste da Baía, como o Iguaçu, Sarapuí, Irajá e São João de Meriti têm águas muito eutróficas, que facilitam a acumulação de metais pesados no sedimentos sob condições anaeróbicas. As concentrações de metais pesados na porção noroeste são as mais elevadas, perto das desembocaduras desses quatro rios, decrescendo em direção à porção central e da entrada da Baía.

As maiores concentrações de cromo são observadas nos rios Sarapuí e Iguaçu, decorrente, provavelmente, dos efluentes da Bayer e REDUC. Já as maiores concentrações de cobre são observadas no rio Inhomirim, um tributário do rio Estrela (Rangel et al., 2011). Porém, para o cobre, concentrações relevadas de cobre também foram observadas em vários rios que descarregam no noroeste da Baía de Guanabara (Baptista Neto et al., 2006). As áreas portuárias são fontes pontuais de cobre e como destacado por Baptista Neto et al. (2005), as concentrações de cobre e zinco foram observadas na área do porto de Niterói. Os estudos revelam que extremas concentrações de metais observadas na Baía de Guanabara estão completamente relacionadas às fontes pontuais, tais como indústrias ou rios contaminados (Baptista Neto et al., 2006).

1. METAIS PESADOS NO MATERIAL PARTICULADO EM SUSPENSÃO (MPS)

Os metais pesados chegam ao ambiente através de fontes naturais e antrópicas. Devido às características geomorfológicas que oferecem proteção aos eventos de tempestade, historicamente a maioria da população mundial tendeu a se concentrar em torno dos ambientes costeiros confinados, como: baías, estuários, lagunas costeiras que, de forma geral, são de menor energia em relação aos ambientes continentais e costeiros adjacentes (Dalrymple e Mackay, 2012; Dalrymple et. al., 1992). A partir daí, desenvolveram os complexos industriais e consequentemente os portuários de forma a promover a exportação dos produtos industrializados.

Em virtude da falta de planejamento durante a ocupação urbana em torno destes ambientes, boa parte das atividades antrópicas oriundas de todos os setores da sociedade passaram a representar importantes fontes destes poluentes para o meio ambiente adjacente. O conhecimento sobre o comportamento dos metais pesados ao longo da transição entre o continente e a região costeira é primordial para avaliar os riscos que estes poluentes constituem para a vida humana, assim como, para estimar a proporção que são transportadas para as regiões costeira e oceânica adjacentes.

Conhecer o destino dos metais pesados nos sistemas naturais exige uma avaliação e compreensão das proporções nos diversos compartimentos do meio aquoso, ou seja, entre as frações dissolvida e particuladas e da sua dinâmica que, por sua vez, resultam das variações biogeoquímicas presentes nos ambientes de transição entre o continente e o oceano. Nestes ambientes costeiros, a massa de água marinha se mistura com a água doce da descarga fluvial, seja oriunda de um tributário principal, como é o caso da maioria dos estuários, ou por diversos tributários, como é o caso da Baía de Guanabara. A interação entre os processos físicos marinhos e continentais dentro destes ambientes resulta na formação de intenso gradiente de todas as propriedades da água ao longo do ambiente e na coluna d'água. Estes gradiente espaciais e temporais irão determinar o destino e comportamento dos metais pesados.

Assim como outros compostos químicos, os metais pesados possuem uma alta afinidade com o sedimento de granulometria fina que compõem os sedimentos em suspensão (Regnier e Wollast, 1993), sejam material inorgânico, como argilas e ou oxi-hidróxido de Fe-Mn ou matéria orgânica viva ou morta, de origem alóc-

tone ou autóctone. Com isso, as partículas em suspensão constituem os principais meios de transporte destes poluentes ao longo do ambiente. Uma vez adsorvidos ao material particulado em suspensão, o destino do metais pesados no ambiente estará associado à dinâmica de circulação das partículas sedimentares e às características biogeoquímicas da coluna d'água. A circulação das partículas passa por ciclos consecutivos de erosão, transporte e deposição, assim como, adsorção e dessorção ao material particulado em suspensão, até que se depositem em locais com menor energia, onde permanecerão por maiores períodos, determinando um relativo alto tempo de residência destes elementos dentro dos ambientes costeiros de transição.

Ambientes estuarinos como manguezais, baías e lagunas costeiras são considerados como uma barreira geoquímica e sumidouro dos poluentes, oriundos tanto dos continentes como da região costeira. Em virtude da sua menor energia estes ambientes tendem a acumular sedimentos mais finos. Por outro lado, os gradientes salinos resultantes do aporte de água doce dos rios em contato com a água salgada do oceano também atuam como processo de filtro geoquímico. Neste sentido, as mudanças graduais de salinidade tendem a promover o fenômeno da floculação, que consiste na atração eletrostática de elementos, até então, disponíveis na coluna d'água. O resultado é o aumento da massa total da partícula resultando na deposição no fundo destes ambientes.

Embora o tempo de residência destes poluentes nos ambientes costeiros possam ser elevados, alguns cuidados devem ser tomados no gerenciamos destes ecossistemas. Sua localização na região litorânea os torna mais passíveis a ação de eventos climáticos e ou oceanográficos extremos. Por outro lado, como mencionado anteriormente, estão sujeitos a uma diversidade de interferências antrópicas. Dentre elas modificação no curso dos tributários e do uso do solo da bacia de drenagem, modificação na geometria do ambiente, atividades de dragagens de canais e áreas portuárias, que alteram o tempo de residência das partículas, e poluentes associados, para algumas horas.

Os metais pesados são constituídos principalmente de cátions ligados ao material particulado em suspensão, seja orgânico ou inorgânico, possuindo uma carga preferencialmente negativa (Hunter e Liss, 1979; Neihof e Loeb, 1972). Estas condições favorecem o mecanismo de adsorção. Por outro lado, a adsorção dos metais pesados ao MPS é resultado do somatório de todas as condições ambientais das propriedades da água, sendo estas: o pH, salinidade, condição redox, temperatura, concentração e tipo do MPS, entre outros. Neste sentido, o efeito do pH na adsorção dos metais pesados ao material particulado em suspensão

ocorre em uma pequena faixa de variação, em torno de 1 a 2 unidades (Benjamin e Leckie, 1981; Hatje et al., 2003; Paucot e Wollast, 1997). O valor do pH em que ocorre o maior percentual da adsorção varia para cada elemento. Experimentos demonstraram que para o Cr, em pH próximo de 4, ocorre a adsorção de quase 100% deste elemento, presente na água, ao material particulado em suspensão. Para o Cd, a adsorção ocorre em pH próximo de 8 (Hatje et al., 2003).

Uma das características mais marcantes em ambientes estuarinos, é a variação da salinidade. Estudos demonstram que o aumento da salinidade diminui o processo de adsorção dos metais pesados (Ciffroy et al., 2003; Zhang et al., 2008). Além disso, o gradiente mais intenso se apresenta no contato entre as massas de água continentais e marinhas. Como resultado, há o aumento da força iônica, em decorrência da elevação da salinidade, impactando na dinâmica do sedimento em suspensão onde estão adsorvidos metais. O Cd apresenta um comportamento diferente dos demais metais pesados. Em vista da sua alta afinidade com o íon cloreto dissolvido presente em águas salinas, ocorre a dessorção do Cd do material particulado em suspensão, estimulando sua permanência na fração dissolvida (Millward e Liu, 2003; Millward, 1995).

O comportamento dos metais traços na coluna d'água é marcada pela competição entre os elementos e os sítios de adsorção no MPS (Figura 7). O Cu

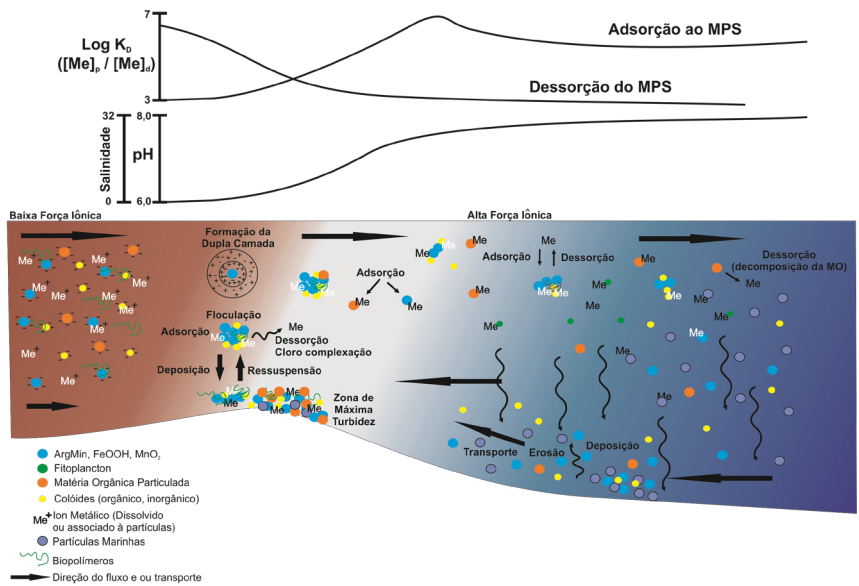


Figura 7 - Modelo conceitual dos principais processos responsáveis pela ciclagem de metais pesados na Baía de Guanabara.

e Cr, por exemplo, possuem uma maior afinidade com partículas orgânicas, assim como, o Pb, V e Zn, possuem maior afinidade de adsorção com os oxi-hidróxidos de Fe-Mn (Benjamin e Leckie, 1981; Hatje et al., 2001; Lion et al., 1982; Paucot e Wollast, 1997). Além das partículas naturais, a presença de microplásticos no ambiente constitui um importante sítio de adsorção para metais pesados tornando-os capazes de migrarem por longas distâncias no meio marinho. Quanto maior o grau de deteriorização, maior é a capacidade de adsorção de elementos poluentes por estas partículas sintéticas (Holmes et al., 2012).

A concentração de MPS na coluna d'água afeta os mecanismos de adsorção, isto é, quanto maior a concentração de MPS, maior a probabilidade de que haja adsorção dos elementos traços. As condições químicas do meio, porém, devem permitir que este processo ocorra. O potencial redox, por exemplo, é um fator importante nos mecanismos de adsorção de alguns elementos traços. Em condições redutoras, por exemplo, o Mn permanecerá dissolvido na coluna d'água até que encontre uma condição oxidante, quando rapidamente é adsorvido e incorporado ao MPS na formação de oxi-hidróxido de Mn (Paucot e Wollast, 1997; Thanh-Nho et al., 2018).

2. METAIS PESADOS NO MPS NA BAÍA DE GUANABARA

Poucos foram os estudos realizados na Baía de Guanabara com o objetivo de conhecer a concentração e dinâmica dos metais pesados no MPS. Compreender a dinâmica do metal pesado na Baía de Guanabara é uma tarefa difícil por se tratar de um ambiente muito diversificado. Nele existem diversas fontes pontuais e difusas de poluentes no entorno da sua linha de costa. Adicionalmente a mesma apresenta uma circulação complexa apresentando um variação lateral das propriedades da água.

Como ressaltado acima, o destino do metal pesado será determinado pela sua associação ao MPS e pelas características biogeoquímicas do meio. A maioria dos tributários que deságuam na baía se localizam na porção mais interna, onde a circulação de águas é mais restrita. A bacia de drenagem destes tributários é intensamente ocupada pela população de baixa renda (cujo esgoto doméstico é lançado sem nenhum tratamento nas águas fluviais) além de representar esta área a área maior parque industrial da cidade do Rio de Janeiro. Como resultado, uma grande quantidade de metais pesados chega na baía através destes tributários (Rio São João de Meriti, Rio Iguaçu, Rio Estrela, Canal do Cunha). Por apresentarem

uma grande carga de detritos orgânicos, o metal pesado irá se associar rapidamente ao MPS, alcançando a baía e se depositando próximo a desembocadura dos rios. O processo de deposição é acelerado pela floculação dos sedimentos em suspensão rico em matéria orgânica, no contato entre a massa de água do rio e a água da baía (Pfeiffer et al., 1982; Pfeiffer et al., 1980; Rebello et al., 1986).

Com isso, boa parte dos metais pesados ficam temporariamente aprisionados nos sedimentos de fundo próximo a desembocadura dos tributários. Sua remobilização e transporte para outras regiões da baía, ou mesmo para região costeira, se dará com atuação de eventos meteorológicos de grande intensidade ou atividades antrópicas como dragagens do fundo para aprofundamento de canais de navegação, prática muito comum dentro da Baía de Guanabara.

A Baía de Guanabara é caracterizada por apresentar regiões com diferentes regimes hidrodinâmicos. Ambientes mais confinados sejam naturais, como enseadas, ou artificiais, como marinas e regiões portuárias, apresentam menor e maior energia dos processos físicos, respectivamente. Em locais onde a circulação das águas é maior, principalmente na região de influência do canal central, a concentração de metais pesados será menor em função de uma maior diluição e renovação de água. Em locais com circulação mais restrita a concentração encontrada no MPS será maior seja pelo aumento da concentração do sedimento em suspensão ou pela proximidade da fonte de poluentes. Em comparação da concentração de mercúrio na fração dissolvida e nos sedimentos em suspensão, Kehrig et al. (2002) observaram os maiores valores nas amostras da Marina da Glória (5,2 ng/l ; 380 μg/kg), que constitui um local com uma baixa circulação e alto trafego de embarcações, e os menores valores sob a Ponte Rio – Niterói (0,7 ng/l ; 60 μg/g), um local de alta energia e com maior renovação de água.

As maiores variações na concentração de metais pesados no MPS ocorrem, principalmente, na porção do estuário superior, em função das maiores oscilações das propriedades da água, características na região de interface na frente salina. Quando transportados para locais mais distantes, as condições geoquímicas da água se tornam mais constantes e os processos físicos passam a ter maior controle na dinâmica e concentração dos metais pesados. Em levantamento realizado em uma estação âncora, próxima a desembocadura da baía, Melo et al., (2015) observaram variação na concentração dos metais pesados no MPS ao longo do ciclo de maré. As condições hidrodinâmicas presentes durante as amostragens foram de uma coluna d'água altamente estratificada pela presença de uma água de baixa salinidade, após um evento de alta pluviosidade na bacia de drenagem da

baía, associado a uma massa de água fria e salina oriunda do fenômeno da ressurgência costeira. Os resultados mostraram que, nestas condições, a Baía de Guanabara atua como uma importante fonte de poluentes para a região costeira, sendo transportados preferencialmente pela camada superficial. Além disso, os autores calcularam um índice poluição com base em todas as concentrações dos metais obtidos, e observaram que este índice foi maior em condições de maré vazante, evidenciando a influência das águas do interior da baía na região da entrada.

3. BIODISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS

Como já mencionado anteriormente, muitos dos metais são necessários ao funcionamento fisiológico dos seres vivos, uma vez que desempenham uma série de funções bioquímicas nos corpos dos organismos. Por outro lado, em concentrações excessivas, passam a impactar negativamente os seres vivos circundantes. Sua toxicidade, porém, não é proporcional apenas às concentrações disponíveis no ambiente em questão. As condições ambientais do meio em foco determinarão a reatividade, ou melhor, disponibilidade dos metais pesados para os organismos vivos.

Quando se menciona condições ambientais, leia-se por um lado, padrões físico-químicos da água como potencial hidrogeniônico (pH), salinidade, concentrações de oxigênio, entre outros. Por outro lado devem ser consideradas também as matrizes ligantes presentes no meio ambiente, ou seja, compostos ou feições concentradoras de contaminantes. Assim, entende-se como ambientes potencialmente concentradores de poluentes, áreas de circulação hidrodinâmica restrita, baixa oxigenação, águas com grau alto de acidez, altas concentrações de sedimentos finos e matéria orgânica. Todas estas características tenderão a formar um ambiente potencialmente acumulador de metais pesados, uma vez que tanto a matéria orgânica (com a grande diversidade de sítios ligantes presentes em sua superfície) quanto os sedimentos finos (com grande superfície de contato) apresentam grande capacidade de retenção de poluentes.

Adicionalmente, ambientes estuarinos, devido a sua peculiaridade de representarem ambientes de transição entre águas dulcícolas e salinas, representam armadilhas naturais para poluentes uma vez que a variação brusca de salinidade resulta no fenômeno de floculação, onde os íons provenientes do continentes se unem aos sais disponíveis na coluna d'água e tendem a decantar e se depositar em área estuarina. A estabilidade deste depósito, porém, esta associada as condições

físico-químicas da água. Isto significa dizer que qualquer flutuação dos parâmetros ambientais tende a liberar os poluentes novamente para a coluna d'água, tornando os novamente disponíveis para os organismos vivos.

Com base nas informações supracitadas, podemos dizer que os metais estão presentes no ambientes em diversas formas, cada uma destas apresenta diferentes toxicidades. Dessa maneira, a toxicidade e a mobilidade dos metais dependem não só da sua concentração total, mas também da sua forma química específica. Assim, verifica-se que os metais podem se apresentar nas diferentes formas químicas: solúvel, trocável, associados à matéria orgânica, relacionados aos óxidos/hidróxidos de ferro, alumínio e manganês, carbonatos, fosfatos, sulfatos (ou outros minerais secundários), ou ligados aos silicatos.

Para isolarmos cada uma dessas espécies seria um processo extremamente complexo. Por outro lado, Tessier et al. (1979) descreveram o método de extração sequencial de metais que estabelece frações com características próprias de reatividade (e toxicidade). Estes autores sugeriram ainda, que a fase mais disponível e tóxica para os organismos vivos é a fase solúvel, na qual os íons disponíveis na coluna d'água apresentam maior reatividade e, por isso, toxicidade. Posteriormente, o método foi muito contestado, uma vez que representa uma metodologia artificial de identificação de espécies disponíveis no ambiente natural. A maior disponibilidade da fase solúvel também é contestável, já que muitos organismos se utilizam da fase orgânica para se nutrirem.

4. BIODISPONIBILIDADE DE METAIS PESADOS NA BAÍA DE GUANABARA

Diversos autores já estudaram a disponibilidade de poluentes, em especial metais pesados, na Baía de Guanabara. Fonseca et al. (2009) em seu estudo sobre biodisponibilidade de metais pesados para bactérias, conseguiu identificar, ainda que não claramente, a influência dos contaminantes sobre as atividades enzimáticas dos microorganismos em foco. Moura (2009), por sua vez, conseguiu registrar a existência de mercúrio nos tecidos corporais do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Figura 8), sugerindo o fenômeno da magnificação na cadeia trófica. A biomagnificação é o fenômeno de aumento das concentrações de contaminantes através das diversas posições da cadeia trófica. Isto significa dizer que os contaminantes são passados e acumulados ao longo dos diversos níveis tróficos de um ecossistema. No caso específico da baía de Guanabara, os mamíferos aquáticos presentes no

Figura 8. Imagens do Sotalia guianensis na Baía de Guanabara (Fonte: próprios Autores)

estuário estariam absorvendo metais pesados de sua espécie alvo, isto é, dos peixes os quais usam como alimento. O mesmo resultado foi obtido por Kehrig et al. (2011) através do estudo de outras espécies. Neste mesmo levantamento, a comparação entre as concentrações de MeHg acumulado na biota estudada mostrou haver uma diferença significativa, apresentando um incremento nítido em função dos hábitos alimentares e da posição do organismo na cadeia trófica.

Hauser-Davis et al., (2016) estudaram as concentrações de metais pesados em tainhas pescadas no interior da baía. Os resultados confirmaram os estudos anteriores e se mostraram preocupantes, uma vez que as concentrações obtidas se apresentaram acima dos valores preconizados pela legislação nacional e internacional. Assim, pressupõe-se que as tainhas e outros peixes, que servem de alimento para os golfinhos, também representem sérios riscos para a saúde pública.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguiar, V.M.C.; Abuchacra, P.F.F.; Baptista Neto, J.A.; Oliveira, A.S. 2018. Environmental assessment concerning trace metals and ecological risks at Guanabara Bay, RJ, Brazil. Environmental Monitoring and Assessment, v. 190, p. 448-465,

Aguiar, V.M.C.; Lima, M.N.; Abuchacra, R.C.; Abuchacra, P.F.F.; Baptista Neto, J.A.; Borges, H.V.; Oliveira, V.C., 2016. Ecological risks of trace metals in Guanabara Bay, Rio

de Janeiro, Brazil: An index analysis approach. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 133, p. 306-315.

Baptista Neto, J.A., Barreto, C.F., Silva, M.A.M., Smith, B.J., Mcalliste, J.J., Vilela, C.G., 2013. Nearshore sedimentation as a record of landuse change and erosion: Jurujuba Sound, Niterói. SE Braz. Ocean Coast. Manag. 77, 31e39.

Baptista Neto J.A., Gingele F.X., Leipe T., Brehme I. 2006. Spatial distribution of heavy metals in superficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. Environ Geol 49:1051–1063

Baptista Neto JA, Crapez M, Vilela CG, McAllister JJ (2005) Concentration and bioavailability of heavy metals in sediments from Niterói harbour/S.E. Brazil. J Coast Res 21(4):811–817.

Baptista Neto, J.A., Smith, B.J., McAlliste, J.J., 2000. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, SE Brazil. Environ. Pollut. 109, 1–9.

Baptista Neto JA, Smith BJ, Mcalliste JJ (1999) Concentrações de metais pesados em sedimentos de escoamento superficial urbano: implicações quanto à qualidade ambiental de Niterói, RJ, Brasil. An Acad Bras Ciênc 4:981–99

Barrocas PR and Wasserman JC. 1993. O mercúrio na Baía de Guanabara: um revisão histórica. Programa de Pós-graduação em Geoquímica, UFF, Niterói, RJ, p. 115-127.

Benjamin, M.M., Leckie, J.O., 1981. Competitive adsorption of cd, cu, zn, and pb on amorphous iron oxyhydroxide. J. Colloid Interface Sci. 83, 410–419. https://doi.org/10.1016/0021-9797(81)90337-4

Bourg A.C.M. (1995) Speciation of Heavy Metals in Soils and Groundwater and Implications for Their Natural and Provoked Mobility. In: Förstner U., Salomons W., Mader P. (eds) Heavy Metals. Environmental Science. Springer, Berlin, Heidelberg

Calvert SE, Mukherjee S, Morris RJ (1985) Trace metals in fulvic and humic acids from modern organic-rich sediments. Oceanol Acta 8:167–173

Ciffroy, P., Garnier, J.M., Benyahya, L., 2003. Kinetic partitioning of Co, Mn, Cs, Fe, Ag, Zn and Cd in fresh waters (Loire) mixed with brackish waters (Loire estuary): Experimental and modelling approaches. Mar. Pollut. Bull. 46, 626–641. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00517-9

Clarck, R.B., 1996. Marine Pollution. Oxford University Press, New York, 3rd. ed., 172pp.

Cordeiro, R.C., Machado, W., Santeli, R.E., Figueiredo Jr., A.G., Seoane, J.C.S., Oliveira, E.P., Freire, A.S., Bidone, E.D., Monteiro, F.F., Silva, F.T., Meniconi, M.F.G., 2015. Geochemical fractionation of metals and semimetals in surface sediments from tropical impacted estuary (Guanabara Bay, Brazil). Environ. Earth Sci. http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4127-y.

Cunha, K.D. & Leite, C.V.B. 2002. Metal trace analysis by PIXE and PDMS techniques. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions

with Materials and Atoms. Volume 187, Issue 3, 401-407

Dalrymple, R.W., Mackay, D.A., 2012. Facies of Tide-Dominated Estuaries. https://doi.org/10.1007/978-94-007-0123-6

Dalrymple, R.W., Zaitlin, B.A., Boyd, R., 1992. Estuarine_Facies Models: Conceptual Basis and Stratigraphic Implications. J. Sediment. Petrol. 62, 1130–1146. https://doi.org/10.1306/D4267A69-2B26-11D7-8648000102C1865D

Faria M.M., Sanchez B.A. 2001. Geochemistry and mineralogy of recent sediments of Guanabara Bay (NE sector) and its major rivers—Rio de Janeiro State—Brazil. An Acad Bras Cieˆnc 73(1):121–133

Fonseca, E.M.; Baptista Neto, J.A. ; Mcallister, J.; Crapez, M.; Fernandez, M.A.S.; Bispo, M.G. Bioavailability of heavy metals in Guanabara Bay, Rio de Janeiro (Brazil). Journal of Coastal Research, v. 56, p. 802-806, 2009.

Fonseca, E.M., Baptista Neto, J.A., Silva, C.G., McAlister, J.J., Smith, B.J., Fernandez, M.A., 2013. Stormwater impact in Guanabara Bay (Rio de Janeiro): evidences of seasonal variability in the dynamic of the sediment heavy metals. Estuar. Coast. Shelf Sci. 130, 161e168.

Forstner, U. and Wittmann, G. T. W.: 1981, Metal Pollution in the Aquatic Environment, Springer-Verlag, Berlin.

Godoy, J. M.; Oliveira, A. V.; Almeida, A. C.; Godoy, M. L. D. P.; Moreira, I.; Wagener, A. R.; Figueiredo Jr., A. G. D.; J. Braz. Chem. Soc. 2012, 23, 1265.

Hatje, V., Birch, G.F., Hill, D.M., 2001. Spatial and temporal variability of particulate trace metals in Port Jackson Estuary, Australia. Estuar. Coast. Shelf Sci. 53, 63–77. https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0792

Hatje, V., Payne, T.E., Hill, D.M., McOrist, G., Birch, G.F., Szymczak, R., 2003. Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: Effects of pH, salinity, and particle loading. Environ. Int. 29, 619–629. https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00049-7

Hauser-Davis R. A., Bordon I. C.A.C., Oliveira T. F., ¸ Ziolli L. R. 2016. Metal bioaccumulation in edible target tissues of mullet (Mugilliza) from a tropical bay in Southeastern Brazil. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology.

Holmes, L.A., Turner, A., Thompson, R.C., 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. Environ. Pollut. 160, 42–48. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052

Hönisch, B., Hall, J., 2007. Paleoceanography, Physical and Chemical Proxies Carbon Cycle Proxies, 2nd ed, Encyclopedia of Quaternary Science. Elsevier B.V. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/B0-44-452747-8/00312-4

Hunter, K.A., Liss, P.S., 1979. The surface charge of suspended particles in estuarine and coastal waters [9]. Nature. https://doi.org/10.1038/282823a0

Kehrig HA, Costa M, Moreira I, Malm O (2002) Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. Mar. Pollut Bull 44:1018–1023

Kehrig HA, Pinto FN, Moreira I, Malm O (2003) Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and a mangrove in Brazil. Org Geochem 34(5):661–669

Kehrig, H A., Malm, O.; Palermo, E. F.; Seixas, T. G. ; Baêta, A. P. ; Moreira, I. 2011. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. Quím. Nova. vol.34, n.3

Leal M & Rebello AH. 1993. Remobilization of anthropogenic copper deposited in sediments of a tropical estuary. Chem Spec bioav 24(1): 31-39.

Lion, L.W., Altmann, R.S., Leckie, J.O., 1982. Trace-Metal Adsorption Characteristics of Estuarine Particulate Matter: Evaluation of Contributions of Fe/Mn Oxide and Organic Surface Coatings. Environ. Sci. Technol. 16, 660–666. https://doi.org/10.1021/es00104a007

Li XD, Lee SL, Wong SC, Shi WZ, Thorntonc I (2004) The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GISbased approach. Environ Pollut 129:113–124

Martin JM, Meybeck M (1979) Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. Mar Chem 7:173–206

Masters, G.B., 1997. Introductions to Environmental Engineering and Science. Prentice Hall, New Jersey.

Melo, G. V, Baptista Neto, J.A., Malm, O., Fernandez, M.A.S., Patchineelam, S.M., 2015. Composition and behaviour of heavy metals in suspended sediments in a tropical estuarine system 73, 1331–1344. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3491-3

Millward, G.E., 1995. Processes affecting trace element speciationin estuaries: A review. Analyst 120, 609–614. https://doi.org/10.1039/AN9952000609

Millward, G.E., Liu, Y.P., 2003. Modelling metal desorption kinetics in estuaries. Sci. Total Environ. 314–316, 613–623. https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00077-9

Moura, J. F. "O boto-cinza (Sotaliaguianensis) como sentinela da saúde dos ambientes costeiros: estudo das concentrações de mercúrio no estuário Amazônico e costa norte do Rio de Janeiro". FIOCRUZ - Fundação Oswaldo Cruz ENSP - Escola Nacional de Saúde Pública Mestrado em Saúde Pública e Meio Ambiente Subárea: Gestão de Problemas Ambientais e Promoção de Saúde. Dissertação defendida e aprovada em 02 de fevereiro de 2009.

Muniz P, Danulat E, Yannicelli B, García Alonso J, Medina G, Bı´cego MC (2003) Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo harbour (Uruguay). Environ Int 1096:1–10

Neihof, R.A., Loeb, G.I., 1972. the Surface Charge of Partxulate. Nav. Res. Lab. 17, 7–16.

Nriagu JO (1989) A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. Nature 338:47–49.

Paucot, H., Wollast, R., 1997. Transport and transformation of trace metals in the Scheldt estuary. Mar. Chem. 58, 229–244. https://doi.org/10.1016/S0304-4203(97)00037-6

Perin, G., Fabris, R., Manente, S., Waneger, A.L.R., Hamacher, C., Scotto, S., 1997. A five-year study on the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. Water. Res. 31, 3017–3028.

Pereira, E.; Baptista Neto, J.A.; Smith, B.J.; Mcallister, J.J. 2007. The contribution of heavy metal pollution derived from highway runoff to Guanabara Bay sediments, Rio de Janeiro / Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 79, p. 739-750.

Pfeiffer, W.C., Fiszman, M., Lacerda, L.D.D.E., Weerelt, M.V.A.N., 1982. Chromium in water , suspended particles , sediments and biota in the Iraja river estuary 4, 193–205.

Pfeiffer W C, Fiszman, M., Carbonell, N., 1980. Fate of Chromium in a tributary of the Iraja river, Rio de Janeiro. Environ. Pollut. 1, 117–126. https://doi.org/10.1016/0143-148X(80)90032-4

Radha R, Tripathi RM, Vinod KA, Sathe AP, Khandekar RN, Nambi KSV (1997) Assessment of Pb, Cd, Cu, and Zn exposures of 6- to 10-year-old children in Mumbai. Environ Res 80:215–221

Rangel, C.M.A.; Baptista Neto, J.A.; Fonseca, E.M.; Mcallister, J.J.; Smith, B.J. 2011. Study of heavy metal concentration and partitioning in the Estrela River: implications for the pollution in Guanabara Bay - SE Brazil. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 83, p. 801-815.

Rebello, D.E.L., Haekel, W., Moreira, I., Santelli, R., Schroeder, F., 1986. The fate of heavy metals in an estuarine tropical system. Mar. Chem. 18, 215–225. https://doi.org/10.1016/0304-4203(86)90009-5

Regnier, P., Wollast, R., 1993. Distribution of trace metals in suspended matter of the Scheldt estuary. Mar. Chem. 43, 3–19. https://doi.org/10.1016/0304-4203(93)90212-7

Salomons W and Stigliani W. 1995. Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments. Berlin: Springer-Verlag, 352 p.

Thanh-Nho, N., Strady, E., Nhu-Trang, T.T., David, F., Marchand, C., 2018. Trace metals partitioning between particulate and dissolved phases along a tropical mangrove estuary (Can Gio, Vietnam). Chemosphere 196, 311–322. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.189

POLUIÇÃO POR HIDROCARBONETOS NA BAÍA DE GUANABARA

Renato da Silva Carreira
Carlos German Massone

1. ORIGEM E DISTRIBUIÇÃO DE HIDROCARBONETOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS

Os hidrocarbonetos são compostos ubíquos em ambientes aquáticos por terem origem natural e antrópica. As fontes naturais, incluem, por um lado, os hidrocarbonetos *biogênicos*, que são produzidos por vegetais e animais de áreas continentais (p.ex., árvores e gramíneas, gordura animal) e marinhas (p.ex., fitoplâncton, plantas aquáticas, óleos animais). Os hidrocarbonetos biogênicos são abundantes em sedimentos de ambientes aquáticos – lagos, rios, estuários, mares e oceanos – geralmente como uma mistura de compostos derivados da produção *in situ* (i.e., no próprio local) ou aporte fluvial de restos de plantas superiores e outros organismos vivos de ambientes terrestres, ou que foram produzidos no próprio rio (Saliot, 1994). Outras fontes naturais de hidrocarbonetos incluem as erupções vulcânicas, exsudações naturais, incêndios florestais e erosão de rochas sedimentares (e.g., xisto betuminoso) ou turfa, entre outros (Hunt, 1996; Killops and Killops, 2005).

A composição dos hidrocarbonetos biogênicos em ambientes aquáticos é bastante variada, o que reflete a diversidade dos processos biológicos encontrados na natureza. No entanto, o metabolismo tende a produzir hidrocarbonetos com composição específica para atender a uma determinada necessidade do organismo, e isso já foi observado há mais de 50 anos. Por exemplo, as ceras que recobrem as folhas de plantas terrestres – com a função de controlar a evapotranspiração – são compostas por alcanos específicos, de cadeia linear e saturada e contendo número ímpar de carbono entre 25 e 31 átomos (Eglinton and Hamilton, 1967). Já o fitoplâncton marinho também produz *n*-alcanos semelhantes, mas com cadeias entre 17 e 21 átomos de carbono, ou seja, mais curtas do que nas plantas terrestres (Castañeda e Schouten, 2011). Assim, a presença desses *n*-alcanos nos ambientes

aquáticos pode ser usada para indicar a contribuição de vegetais terrestres ou fitoplâncton para o ambiente considerado – mais detalhes sobre esse assunto no item 2 desse capítulo. Em geral, os hidrocarbonetos biogênicos apresentam baixa ou nenhuma toxicidade, e sua presença nos ambientes aquáticos é considerada como parte integrante do funcionamento do ecossistema, e não representa uma preocupação sob o ponto de vista da qualidade ambiental.

Além dos biogênicos, na natureza também são encontrados hidrocarbonetos de origem antrópica. As fontes de hidrocarbonetos antrópicos são relacionadas com as atividades de produção, transporte, refino, armazenamento e consumo (queima) de petróleo, carvão e gás. Esses combustíveis fósseis ainda respondem pela maior fatia da matriz energética mundial, que precisa atender ao consumo de energia em processos industriais, aquecimento e refrigeração de ambientes internos e para a produção de eletricidade, itens fundamentais para construir e garantir o bem-estar da sociedade. A partir da década de 1950, com o aumento exponencial do nível de atividade humana e consequente consumo de recursos naturais – período conhecido como a Grande Aceleração e que se discute ser o marco da nova Época do Antropoceno (Ruddiman, 2013) – os hidrocarbonetos antrópicos foram introduzidos nos diferentes compartimentos ambientais (atmosfera, hidrosfera, litosfera e atmosfera) em quantidades diretamente proporcionais ao nível de desenvolvimento econômico de uma determinada região (NRC, 2003).

Para auxiliar na compreensão da sua origem em ambientes aquáticos, os hidrocarbonetos são chamados de *petrogênicos*, ou seja, diretamente associado ao petróleo, ou de *pirolíticos* (*pirogênicos*), aqueles produzidos por processos de combustão. Em ambos os casos, há fontes naturais e antrópicas. Hidrocarbonetos petrogênicos são encontrados em ambientes aquáticos em áreas de afloramento natural de petróleo ou pela erosão de rochas, mas também em locais afetados pelo petróleo extraído pelo homem e/ou seus produtos petroquímicos. Os hidrocarbonetos pirogênicos são principalmente produzidos por ações antrópicas como a queima incompleta de combustíveis fósseis e materiais como madeira, carvão e lixo, e processos industriais diversos (siderurgia, metalurgia), mas eles também têm origem natural, a partir de incêndios florestais e erupções vulcânicas.

Os hidrocarbonetos petrogênicos de origem antrópica são introduzidos nos ambientes aquáticos através do escoamento urbano, efluentes industriais e domésticos, atividades de embarcações de grande porte e de recreação, transporte, produção e refino de óleo, assim como em decorrência de acidentes diversos (NRC, 2003; Protection, 1993). Já os hidrocarbonetos pirolíticos são lançados

na atmosfera e podem ser transportados por longas distâncias a partir da fonte de origem antes de se depositarem no continente ou oceano por via úmida e/ou seca (Dachs et al., 1999; Lipiatou et al., 1993), e têm má distribuição global.

A pesquisa e a avaliação dos danos ambientais causados pelos hidrocarbonetos antrópicos requerem o uso de ferramentas analíticas e abordagens conceituais que buscam identificar os aportes relativos de fontes biogênicas, petrogênicas e pirolíticas de hidrocarbonetos em ambientes aquáticos, como será apresentado nos próximos itens para o cenário de contaminação encontrado na Baía de Guanabara.

1.2. HIDROCARBONETOS ANTRÓPICOS: FONTES E RELEVÂNCIA AMBIENTAL EM AMBIENTES AQUÁTICOS

O petróleo bruto – aqui sendo desconsiderados os demais combustíveis fósseis, visto que o petróleo é mais relevante para a contaminação de ambientes aquáticos – é um mistura complexa de milhares de compostos orgânicos, resultado da decomposição/transformação biológica, química e física ocorrida ao longo de milhares de anos de restos de matéria orgânica que se acumulou no fundo de ambientes aquáticos diversos, particularmente no mar. Uma explicação detalhada do processo e das condicionantes para a formação do petróleo vai além do escopo desse livro, podendo ser encontrada em textos de referência sobre o assunto (e.g., Hunt, 1996), mas é importante destacar que, em função do processo de formação e das características da bacia sedimentar na qual o petróleo é encontrado, a composição do "petróleo bruto" apresenta grande variação. Há petróleos extremamente densos, aparentando um asfalto, até petróleos leves e que se assemelham à gasolina ou querosene. As diferenças na composição do petróleo afetam a viscosidade (resistência de um líquido em fluir), densidade (massa por volume) e solubilidade em água (Patin, 1999). Essas propriedades, por sua vez, têm grande impacto na distribuição entre compartimentos ambientais e nos efeitos biológicos dos hidrocarbonetos encontrados no petróleo, como será tratado ao longo desse capítulo.

Os hidrocarbonetos são os principais componentes no petróleo, onde são encontrados em grande variedade de estruturas e propriedades químicas e físico-químicas. Em termos elementares, a composição típica do óleo bruto é de 83-87 % carbono, 10-14 % hidrogênio, 0,05-6 % enxofre, 0,1-2 % nitrogênio e 0,05-1,5% oxigênio (Fingas, 2015). Por esse motivo, geralmente os termos hidrocarbonetos e petróleo são usados como sinônimos, mas como há outras origens

para os hidrocarbonetos em ambientes aquáticos, convém usar o termo hidrocarbonetos de petróleo ou hidrocarbonetos antrópicos em estudos ambientais.

De uma forma geral, os hidrocarbonetos no petróleo podem ser divididos em 3 grandes categorias: (i) hidrocarbonetos alifáticos saturados com cadeias lineares ou alquiladas (40-50% do volume), chamados genericamente de alcanos ou parafinas; (ii) hidrocarbonetos cíclicos e policíclicos saturados (25-75% do volume), chamados de naftênicos ou cicloparafinas; e (iii) hidrocarbonetos cíclicos insaturados aromáticos, contendo entre1 a >6 anéis aromáticos condensados, representando entre 10-20% a até 35% do petróleo (Patin, 1999). Há, ainda, compostos orgânicos de alto peso molecular, cuja composição química não é facilmente identificada, como os asfaltenos ou a mistura complexa não-resolvida (MCNR), e outros compostos orgânicos polares, com cadeias carbônicas contendo heteroátomos na sua estrutura, tais como N, S e O (como fenóis e ácidos carboxílicos, muito abundantes). No petróleo também são encontradas quantidades diferenciadas de água (até 10% do volume, usualmente), sais minerais, gases dissolvidos, metais e semi-metais(As, Ba, B, Cd, Fe, Pb, Cu, Cr, Hg, Ni, V e Zn, principalmente) e pequenas quantidades de elementos radioativos (NRC, 2003).

Um outro agrupamento muito usado para os componentes do petróleo é através da sigla SARA – Saturados, Aromáticos, Resinas e Asfaltenos (Fingas, 2015). Há uma grande variedade na porcentagem relativa de cada componente do SARA, o que é explicado pela origem distinta do petróleo e/ou pela produção de determinado combustível (Figura 1).

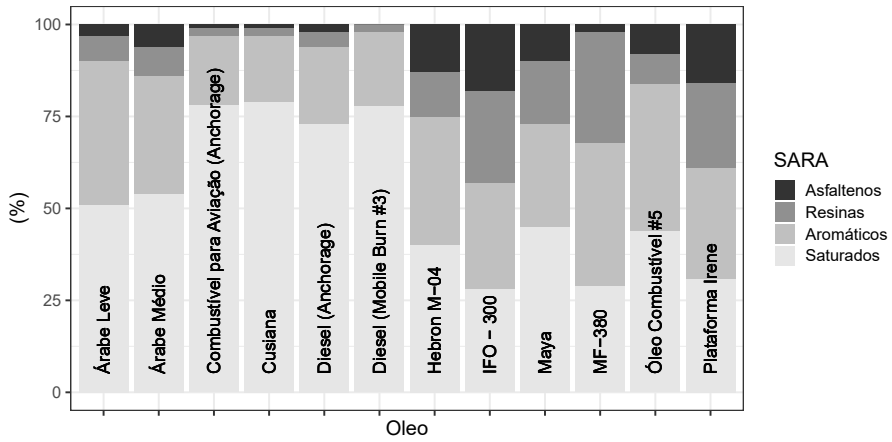


Figura 1. Percentagens de cada componente do SARA – Saturados, Aromáticos, Resinas e Asfaltenos – em óleos e combustíveis diversos encontrados na região da Baía de Guanabara e em outras partes do mundo. Modificado a partir de Fingas (2015)

As estimativas em escala global da entrada de petróleo e derivados nos ambientes aquáticos, que incluem as contribuições da exsudação a partir do fundo marinho – consideradas fontes naturais – e as atividades antrópicas de produção, transporte e consumo de petróleo, variam entre 1,3 milhões de toneladas (NRC, 2003) a 2,35 milhões de toneladas (Protection, 1993). Considerando-se apenas fontes localizadas no mar – somando naturais e antrópicas – haveria o lançamento de 1,24 milhões de toneladas (Protection, 2017). As estimativas variam em função dos critérios adotados em cada levantamento, mas todos os valores citados são relativos a dados coletados há pelo menos 20 anos e precisam de revisão diante do crescimento da população e do nível de atividade econômica mundial ao longo desse período.

Mais importante do que a quantidade de petróleo e derivados que é lançada nos oceanos – visto que são volumes ínfimos se comparados com o volume de água dos oceanos – é a forma como o petróleo entra nos ambientes aquáticos. Há uma visão geral de que os grandes derramamentos de petróleo, como acidentes com navios-tanque ou por explosões de plataformas marítimas (e.g., *Deep Water Horizon*, no Golfo do México) sejam os vilões da poluição por hidrocarbonetos de petróleo, pois as imagens de praias, costões rochosos ou animais recobertos com óleo causam grande comoção na população. De fato, os acidentes são eventos agudos que podem derramar grandes volumes de petróleo ou derivados em curto período em uma determinada localidade, com efeitos catastróficos sobre o meio ambiente, mas no cômputo geral esses acidentes representam apenas cerca de 10% do volume total de petróleo lançado em ambientes aquáticos a cada ano (NRC, 2003).

Se opondo aos aportes agudos, os aportes crônicos ocorrem em volumes comparativamente menores do que em grandes acidentes, mas se caracterizam por serem entradas contínuas ao longo do tempo – escoamento urbano, esgotos domésticos e industriais, atividades portuárias, produção de petróleo e queima de combustíveis fósseis, entre outros – e, dessa forma, contribuem com a maior parte de hidrocarbonetos de petróleo para os ambientes aquáticos (NRC).

Entre as múltiplas classes de hidrocarbonetos antrópicos que são lançados no meio ambiente, há particular interesse nos hidrocarbonetos aromáticos, tanto petrogênicos quanto pirogênicos (ver seção 1.1), devido à ampla e diversa produção dessa classe de compostos pelas atividades humanas, a relativa persistência e conhecidos efeitos tóxicos, mutagênicos, carcinogênicos e teratogênicos de diversos HPAs (Tabela 1), com implicações sobre a saúde ambiental e humana

Tabela 1. Resultados de testes de mutagenicidade e carcinogenicidade de alguns HPAs

Compostos	Mutagenicidade*	Carcinogenicidade*
Acenafteno	(?)	?
Acenaftileno	(?)	Sem estudos
Antraceno	-	-
Benzo(a)antraceno	+	+
Benzo(e)fluoreno	(?)	(?)
Benzo(a)pireno	+	+
Benzo(b)fluoranteno	+	+
Benzo(b)fluoreno	(?)	(?)
Benzo(c)fenantreno	(+)	(+)
Benzo(e)pireno	+	(-)
Benzo(g,h,i)perileno	+	-
Criseno	+	+
Fluoranteno	+	+
Indeno(1,2,3-cd)pireno	+	+
Naftaleno	-	(?)
Perileno	+	(-)
Fenantreno	(?)	(?)
Pireno	(?)	(?)

* indicações:
+ = positivo; - = negativo; ? = questionável; ( ) = avaliação com base em poucos dados

Fonte: WHO, 1998.

(e.g., Gohlke et al., 2011; Kalf et al., 1997; Law et al., 1997; Wickliffe et al., 2018; Witt, 2002). Já os hidrocarbonetos alifáticos incluem os *n*-alcanos, a mistura complexa não-resolvida (MCNR) e os isoprenóides pristano e fitano, que em conjunto permitem elaborar índices que caracterizam a presença de hidrocarbonetos petrogênicos e biogênicos e complementam as informações sobre os impactos ambientais por petróleo em ambientes aquáticos (Aboul-Kassim e Simoneit, 1996; Colombo et al., 1989a; Medeiros et al., 2005; Tolosa et al., 2005; Wang et al., 2019).

Para os compostos aromáticos no petróleo, o grupo conhecido como BTEX – benzeno, tolueno, etil-benzeno e xilenos–possui apenas um anel aromático, sendo compostos abundantes (1 a 20% dos aromáticos) e os mais voláteis no petróleo (Neff, 2002).

Os compostos contendo dois ou mais anéis cíclicos insaturados – com ou sem ramificações alquila – são em conjunto chamados de HPAs, como já mencionado anteriormente. Os HPAs, de origem natural ou antrópica, são amplamente distribuídos nos diferentes compartimentos ambientais – água, sedimento, biota e atmosfera. Os primeiros relatos da ocorrência de HPAs em ambientes aquáticos – no caso, sedimentos de lagos e oceanos – data dos anos de 1970 (Wakeham et

al., 1980). Devido à grande diversidade de estruturas e configurações, os HPAs apresentam grande variação em suas propriedades químicas e físico-químicas, com impacto direto sobre a distribuição desses compostos no meio ambiente (Achten e Andersson, 2015). Além dos HPAs, há também no petróleo outros compostos policíclicos aromáticos, contendo átomos de N, S ou O em sua estrutura. Há menos informação sobre a ocorrência desses outros compostos, embora alguns sejam mais tóxicos que os próprios HPAs (Anderson e Achten, 2015), de forma que eles não serão abordados nesse capítulo.

Os HPAs naturais geralmente ocorrem como misturas mais simples, e têm origem na produção biogênica ou na rápida transformação biológica de precursores orgânicos encontrados em vegetais. Os HPAs naturais mais comuns são o perileno, reteno, e criseno e piceno parcialmente alquilados e parcialmente aromatizados (Stout et al., 2015; Wakeham and Canuel, 2015 e referências). Os HPAs petrogênicos e pirolíticos ocorrem como misturas mais complexas que os HPAs naturais, tendo suas composições como função direta das condições ambientais sob as quais são formados. Os HPAs petrogênicos se originam da transformação da matéria orgânica em pressão e temperaturas relativamente baixas (~100-150 °C), em processo lento ao longo de milhões de anos durante a formação do petróleo. Com isso, no petróleo são encontrados HPAs com 2 ou 3 anéis e abundância de compostos contendo de um a quatro carbonos em ramificações alquila. Já os HPAs pirogênicos são formados por atividades naturais ou antrópicas que envolvem processos de temperatura moderada (400-700 °C) a elevada (> 2000 °C) e que ocorrem em curto período, e são mais abundantes compostos parentais (i.e., sem ramificações na estrutura) e de 4 a 6 anéis aromáticos (Stout et al., 2015).

Em 1976, para atender à demanda por regulamentação ambiental de áreas contaminadas por HPAs, a agência ambiental americana (EPA – *Environmental Protection Agency*) elaborou, com base em critérios de toxicidade disponíveis, ocorrência no meio ambiente e na capacidade analítica à época(ver detalhes em Keith, 2015), uma lista com 16 HPAs considerados como prioritários (Figura 2).Essa lista é amplamente citada na literatura, mas ela representa apenas um pequeno espectro dos HPAs que ocorrem em amostras ambientais (Anderson e Achten, 2015). Em estudos de avaliação ambiental ou na química forense, quando é necessário identificar a fonte – petrogênica ou pirolítica – de contaminação, é amplamente reconhecida a necessidade de se ampliar o leque de HPAs analisados, passando de 16 para algumas dezenas de compostos (Stout et al., 2015). Com isso, é possível calcular índices sobre origem dos HPAs com base na assina-

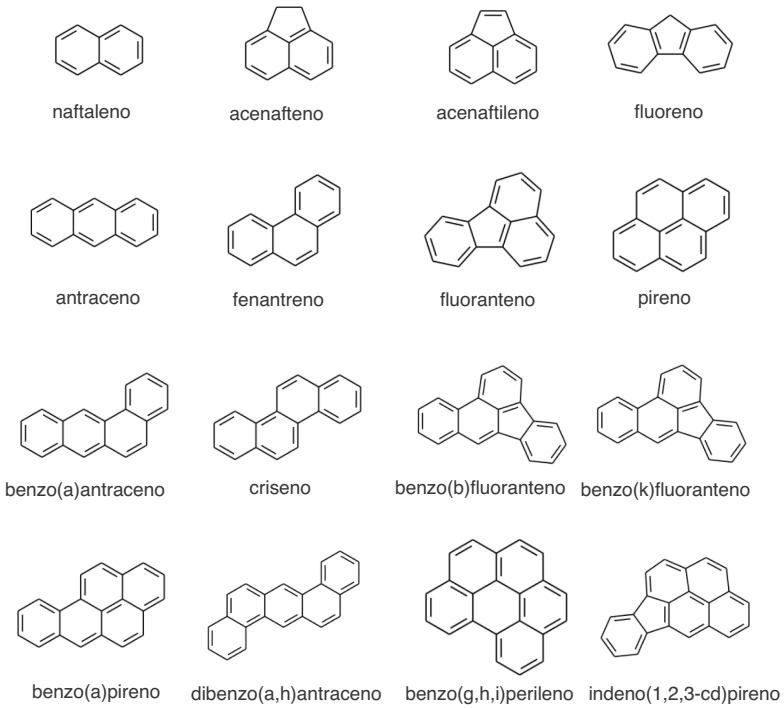


Figura 2. Estruturas químicas dos 16 HPAs prioritários da agência ambiental americana (EPA – Environmental Protection Agency). Veja detalhes em Keith (2015)

tura química desses compostos, abordagem largamente utilizada para resolver as contribuições complexas de hidrocarbonetos antrópicos em ambientes aquáticos (Boehm et al., 2018; Tobiszewski e Namieśnik, 2012; Wang et al., 1999), como será exemplificado para o caso da Baía de Guanabara.

Após ser lançado no meio ambiente, seja por fatores naturais ou antrópicos, o petróleo e seus componentes sofrem uma série de transformações físicas, químicas e biológicas – em conjunto chamadas de intemperismo – que irão afetar dois fatores fundamentais para compreender os efeitos tóxicos dos hidrocarbonetos de petróleo para os organismos aquáticos: persistência e biodisponibilidade (Neff, 2002). Isso porque a manifestação do efeito tóxico para um determinado organismo depende do tempo de exposição (persistência) e na forma do composto para 'interagir' com o sistema metabólico do organismo (biodisponibilidade). Os efeitos tóxicos decorrentes da exposição a hidrocarbonetos de petróleo são mais frequentes na forma sub-letal (e.g., afetam crescimento, reprodução), mas efeitos letais também são observados, dependendo da gravidade da exposição ou no caso de haver recobrimento do animal ou vegetal por óleo(NRC, 2003). Por

exemplo, os efeitos tóxicos do BTEX incluem desde narcose em peixes a carcinogenicidade para mamíferos, chegando a efeitos agudos para animais aquáticos se houver exposição continuada – mas isso raramente ocorre devido à alta volatilidade do BTEX, que promove a sua rápida transferência da água para a atmosfera – enquanto os HPAs mais pesados são mais persistentes na água e no sedimento, e seus efeitos tóxicos se expressam em períodos mais longos(NRC, 2003).

Por fim, deve-se considerar que os hidrocarbonetos, particularmente os HPAs, podem bioacumular – aumentar a concentração – em tecidos e órgãos, como músculo, fígado, gordura, rins, entre outros (NRC, 2003). A bioacumulação pode ocorrer diretamente pela assimilação do HPAs pelos organismos diretamente do meio ambiente onde vive (bioconcentração) ou através da transferência pela cadeia trófica (biomagnificação), sendo que o fator de bioacumulação pode ser visto como um balanço entre a quantidade assimilada e a excretada pelo organismo (Schwarzenbach et al., 2003). Em muitos casos, o aumento da concentração de HPAs nos tecidos de peixes, moluscos e crustáceos pode ameaçar a segurança alimentar de pescados para a população (e.g., Gohlke et al., 2011; Wenzl e Zelinkova, 2019). O detalhamento sobre as formas de interação contaminante-organismo e os efeitos tóxicos associados pode ser obtido em artigos/livros de referência sobre o tema (e.g., Meador et al., 1995; Mearns et al., 2019; Neff, 2002; Schwarzenbach et al., 2006).

2. SITUAÇÃO DA POLUIÇÃO POR HIDROCARBONETOS NA BAÍA DE GUANABARA

A Baía de Guanabara e parte da bacia de drenagem ao seu entorno é identificada como uma das regiões costeiras do país mais impactadas pela atividade humana – com elevados índices de contaminação por substâncias orgânicas e inorgânicas, como detalhado em artigos recentes de revisão sobre o tema (Fistarol et al., 2015; Soares-Gomes et al., 2016; Valentin et al., 2018). No caso particular da contaminação por hidrocarbonetos de petróleo, os problemas são múltiplos e decorrentes da presença de 11 milhões de habitantes na região metropolitana do Rio de Janeiro, e incluem: emissão veicular e produção de resíduos oleosos de frota de cerca de 5 milhões de veículos[1], entre carros, motos, caminhões e ônibus, lançamento de esgotos domésticos in natura e efluentes industriais diversos com resíduos contendo hidrocarbonetos, duas refinarias e terminais terrestres e mari-

1 Consulta página DETRAN (http://www.detran.rj.gov.br/_estatisticas.veiculos/03.asp) em março/2020

nhos de petróleo, gás e derivados diversos, cerca de 1000 postos de combustível[2], atividades portuárias relacionadas ao comércio de mercadores, à recreação e – mais recentemente – ao suporte para a indústria de petróleo, entre outras.

Justificando a consideração de um dos locais mais estudos na costa brasileira (Soares-Gomes et al., 2016), uma busca no *Web of Science* [3]– um dos principais portais para busca de informações científicas – utilizando a chave "Guanabara" em qualquer campo de busca gerou um total de 644 registros, sendo 579 desses como artigos. Se refinarmos a pesquisa adicionando o termo "*pollution*", são 163 registros, dos quais 153 são artigos sendo, na grande maioria, na área de ciências ambientais, e se procurarmos por "Guanabara" e "*oil*", encontram-se 56 registros na base de dados, sendo 50 artigos.

O exercício detalhado acima de busca de informações sobre a poluição por hidrocarbonetos revela que, apesar de frequentemente estudada, os estudos relacionados a esse tema ainda podem ser considerados pouco abundantes.

Nas seções seguintes, serão feitas considerações principais sobre o nível de conhecimento da poluição por hidrocarbonetos em compartimentos ambientais – sedimento, água, biota e atmosfera – na Baía de Guanabara e parte da bacia de drenagem associada, mas ressalta-se que aqui não se pretende fazer uma revisão extensa e detalhada sobre todos os artigos publicados sob determinado tema.

2.1. CONTAMINAÇÃO DO SEDIMENTO – BAÍA E RIOS DA BACIA DE DRENAGEM

Os sedimentos tendem a acumular os contaminantes que são introduzidos pela ação antrópica nos ambientes aquáticos, particularmente em locais com menor hidrodinâmica, ou seja, com menor ação de ondas e correntes. Além disso, a coleta – e posterior seccionamento – de uma camada da coluna sedimentar permite reconstruir o histórico de contaminação de determinado local. No caso da Baía de Guanabara, há maior quantidade de informação sobre os sedimentos do que em outros compartimentos ambientais, que revela um complexo e heterogêneo quadro de contaminação crônica elevada por hidrocarbonetos antrópicos, assim como há reflexos do impacto decorrente de acidentes com vazamento de óleo que ocorreram na região.

2 Anuário Estatístico ANP 2019. Disponível em http://www.anp.gov.br/arquivos/central-conteudos/anuario-estatistico/2019/2019-anuario-versao-impressao.pdf (20/março/2020)

3 Em https://apps.webofknowledge.com/WOS_GeneralSearch_input.do?product=WOS&search_mode=GeneralSearch&SID=5AawExYX1YyfR53uNsk&preferencesSaved=, somente em computadores com IP autorizado.

As principais fontes pontuais de introdução de hidrocarbonetos antrópicos encontram-se na região noroeste da baía, a qual recebe aportes de rios contaminados por efluentes derivados de depósitos municipais de lixo, da indústria petroquímica, refino do petróleo, de curtumes, metalúrgicas, indústria alimentícia e de outras atividades industriais. A evolução do número de indústrias no Rio de Janeiro mostra que, em 1920, existia cerca de 2000 estabelecimentos. Este número evoluiu para 4000 em 1940 e atingiu, em 1960, a cifra de 5.500 indústrias. Já na década de 80 existiam nesta área cerca de 10.000 indústrias, principalmente nas áreas de construção naval, têxtil, petroquímica, farmacêutica e material elétrico e mecânico, sendo aproximadamente 5000 significativamente poluidoras (FEEMA, 1990). Já as fontes não-pontuais de hidrocarbonetos envolvem tanto a deposição atmosférica de resíduos incompletos de queima de combustíveis fósseis e lixo, processos industriais em alta temperatura, e o escoamento urbano.

Os primeiros dados sobre hidrocarbonetos em sedimentos da Baía de Guanabara foram obtidos na década de 1990, com trabalhos do Departamento de Química da PUC-Rio (Hamacher, 1996; Lima, 1996). A partir do vazamento de óleo ocorrido em janeiro de 2000 (ver Box 1), a PETROBRAS promoveu, em parceria com diversas universidades, um conjunto de ações emergenciais (Gabardo et al., 2001; Meniconi et al., 2002; UFRJ, 2000) e de avaliação ambiental pós-derrame (Wagener et al.). Esses dados, em conjunto com outros trabalhos complementares na região (Christensen et al., 2010; Massone et al., 2013; Mauad et al., 2015; Meniconi et al., 2018; Meniconi et al., 2002; Wagener et al., 2012)aumentaram de forma significativa o conhecimento da distribuição de hidrocarbonetos nos sedimentos da Baía de Guanabara e de rios da bacia de drenagem. Um dos trabalhos mais extensos realizados sobre a contaminação de sedimento por hidrocarbonetos antrópicos e naturais foram as 4 campanhas de amostragem de sedimento realizadas entre 2005 e 2007, em malha amostral distribuída por toda a baía (Figura 3).

Em termos comparativos, os sedimentos da Baía de Guanabara têm níveis de hidrocarbonetos semelhantes ou mesmo mais altos do que locais reconhecidamente contaminado ao redor do mundo (Figura 4). O quadro da contaminação do sedimento é complexo, devido à multiplicidade e intensidade de fontes antrópicas e às transformações microbiológicas e degradação fótica – processos acentuados pelo clima tropical – que dificultam a correta identificação das contribuições petrogênicas e pirolíticas de petróleo para o sedimento

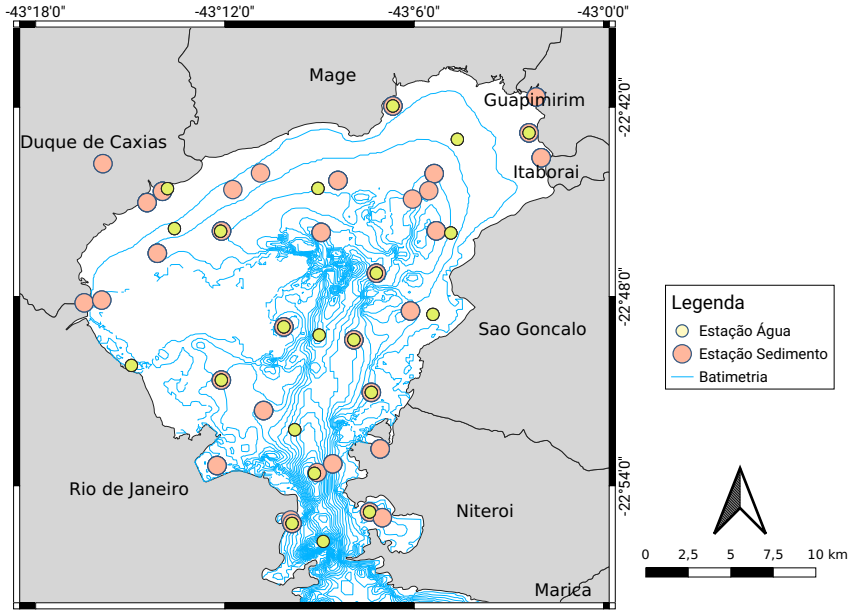


Figura 3. Malha de amostragem de coleta de sedimento e água após derrame em janeiro de 2000, realizada entre 2005 e 2007.

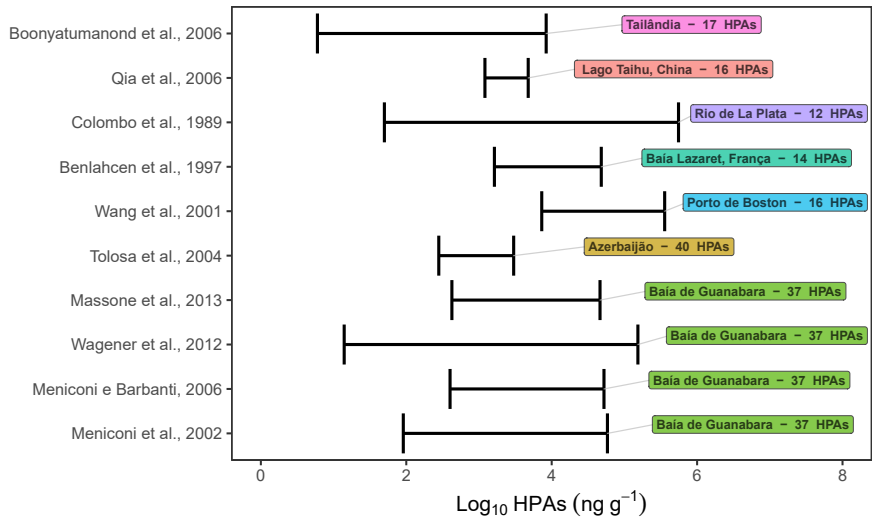


Figura 4. Níveis de hidrocarbonetos em sedimentos de ambientes costeiros/estuarinos da Baía de Guanabara e de diferentes regiões no mundo.

(Massone et al., 2013). A caracterização dos aportes é, portanto, afetada pela soma da severa contaminação, variedade de fontes, múltiplas entradas e quadro de intemperismo intenso.

Há informações sobre a concentração de HPAs em 6 rios principais da Baía de Guanabara, variando entre 28 ng/L e 11.514 ng/L para HPAs totais (37 compostos) (Mauad et al., 2015). Nesse trabalho, foi também calculado o fluxo de HPAs por esses 6 rios representativos como sendo de 3,5 ± 2,4 toneladas por ano, o que representaria cerca de 30 % dos HPAs acumulados no sedimento da porção norte da baía. Portanto, Mauad e col. (2015) sugere que a deposição atmosférica, vazamentos de petróleo, lançamentos ilegais e tráfego de embarcações podem ser fontes significativas de HPAs para sedimento da baía.

Um estudo sobre a contaminação do sedimento em portos do sudeste do Brasil confirmou que o Rio de Janeiro e Santos são os portos mais contaminados do Brasil por hidrocarbonetos (Pinheiro et al., 2017). Além disso, nesse trabalho foram considerados critérios de qualidade de sedimento, entre os quais o valor de efeito biológico provável (PEL – *probable effect level*) e o valor limite de efeito comprovado (TEL- *thre shold effect level*) (Buchman, 2008), confirmando que os sedimentos do porto do Rio Janeiro excedem, para muitos HPAs individuais, os níveis de contaminação que efetivamente causam efeitos negativos sobre a biota. Além disso, Pinheiro e col. (2017) também calcularam a concentração tóxica equivalente – uma soma da concentração ponderada pelo grau de toxicidade de cada HPA – e confirmou que o Rio de Janeiro apresenta os maiores níveis de contaminação entre os portos da região mais desenvolvida do Brasil.

A avaliação geocronológica do aporte de hidrocarbonetos para o sedimento evidencia o crescimento substancial da contaminação por hidrocarbonetos em sedimentos, principalmente a partir da década de 1960 (Lima, 1996; Mauad et al., 2013). Este padrão ocorre mesmo para áreas consideradas menos alteradas, como as proximidades da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guapimirim.

Por fim, os sedimentos do manguezal do Rio Suruí, no limite oeste da APA de Guapimirim e que foram afetados pelo derrame de óleo de janeiro de 2000, foram monitorados ao longo de 4 anos, sendo observado que as condições altamente eutróficas na baía e o caráter arenoso dos sedimentos contribuem para a degradação em sedimentos de superfície e de camadas mais profundas (Farias et al., 2008). Em manguezais da porção oeste da baía foram cepas de reconhecidas aplicações microbiológicas adaptadas a realizar a degradação de hidrocarbonetos (Maciel-Souza et al., 2006).

2.2. CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA – BAÍA E RIOS DA BACIA DE DRENAGEM

O conhecimento sobre a presença de hidrocarbonetos antrópicos em água é de suma importância, uma vez que a exposição desses contaminantes na água é uma das principais rotas de contaminação para a biota (Meador et al., 1995). Um dos desafios para isso é a complexa distribuição dos hidrocarbonetos na água, em função de fatores como pH, salinidade, material particulado, correntes, marés e variação hídrica, além das propriedades físico-química e química desses compostos, que faz com que haja distribuição de compostos mais leves na fase dissolvida – principalmente o BTEX – e os mais pesados essencialmente na fase particulada (Recabarren-Villalón et al., 2019; Yunker et al., 2002).

Outra dificuldade na caracterização ambiental de hidrocarbonetos antrópicos em água é a grande quantidade de metodologias que podem ser usadas para a determinação dessas substâncias. Há métodos que geram concentrações de um conjunto de substâncias – ditos não-específicos – enquanto outros métodos permitem a identificação e quantificação de compostos individuais. No primeiro grupo, o parâmetro "óleos e graxas" é um dos mais conhecidos, sendo determinado por um método de extração simples e quantificação por gravimetria do resíduo após evaporação. Outro método não-específico muito considerado é o *total de hidrocarbonetos de petróleo*, que pode ser baseado em cromatografia, ou mesmo os *hidrocarbonetos policíclicos aromáticos totais*, que utiliza fluorescência em equivalente de criseno para quantificação. Uma grande limitação desses métodos é que não há certeza do que foi quantificado, e há interferentes potenciais, como a clorofila – também cromófora – no método de fluorescência.

Na Baía de Guanabara, os primeiros resultados de hidrocarbonetos em água, realizados no final da década de 1990, foram obtidos com esses métodos não-específicos, particularmente para os HPAs totais por fluorescência, utilizando criseno como referência (Azevedo, 1998; Hamacher et al., 2000). A mesma técnica foi utilizada na avaliação ambiental da qualidade da água após o derrame de óleo de janeiro de 2000 na baía. Em todos esses trabalhos, as concentrações de HPAs totais (equivalentes em criseno) ficaram na ordem de µg/L, sendo observado um aumento no nível geral de contaminação das águas da baía após o acidente (Wagener et al., 2002). Entre 2000-2001 foram realizadas coletas de água em 14 estações (ver Figura 3 no item anterior). Há muita dificuldade em citar e comparar dados de hidrocarbonetos em água, devido aos diferentes métodos e número

de compostos analisados em cada trabalho. Uma visão geral das concentrações de HPAs em águas da Baía de Guanabara, e uma comparação com outras regiões no mundo, é apresentada na Figura 5.

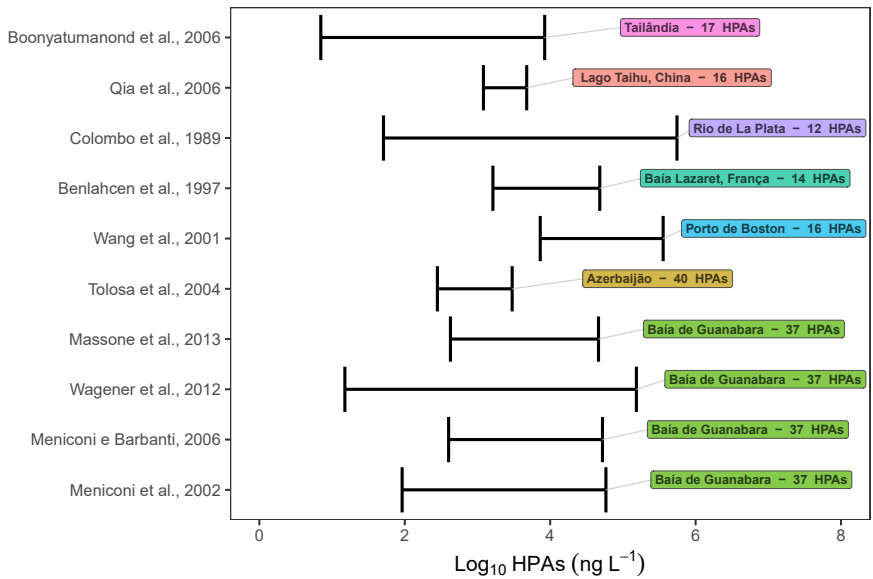


Figura 5. Concentrações de HPAs em amostras de água na Baía de Guanabara e outras regiões de mundo. Em cada caso, é indicado o número de HPAs quantificados e a técnica analítica utilizada.

A qualidade de águas salobras – salinidade entre 0,5 e 30 – para diferentes usos é definida pela Resolução CONAMA 357/2005[4]. Para águas salobras onde há cultivo de organismos para fins de consumo humano há limites de concentração para benzo[a]antraceno, benzo[a]pireno, benzo[k]fluoranteno, benzo[b]fluoranteno, criseno, dibenzo[a,h]antraceno e indeno[1,2,3-cd]pireno, cada um na concentração máximo de 0,018 µg/L. Em diversas amostras incluídas na Figura 5 esses níveis foram ultrapassados, refletindo a baixa qualidade de água da baía em relação à contaminação por hidrocarbonetos antrópicos.

2.3. CONTAMINAÇÃO DA BIOTA – PEIXES E MOLUSCOS

O impacto da contaminação por hidrocarbonetos sobre a biota pode ocorrer nos diferentes níveis organizacionais – molecular, celular, tecido, órgão, população e comunidade – e geralmente é abordado sob dois aspectos: (i) altera-

4 Disponível em http://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcda_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf (março/2020).

ções na estrutura dos ecossistemas, como a queda na biodiversidade, por exemplo; ou (ii) alterações na concentração do contaminante em determinado tecido biológico de plantas ou animais. O primeiro caso tem relação com saúde ambiental, e o segundo com saúde humana. Para a Baía de Guanabara, existem informações que abordam esses dois aspectos, como detalhado a seguir.

Um exemplo é o trabalho de Camargo e col. (2017), que comparou as alterações na estrutura da macrofauna bêntica para uma baía cronicamente impactada (Baía de Guanabara/Rio de Janeiro) e outra localizada em área de proteção ambiental (Baía de Laranjeiras/Paraná), identificando que o nível de contaminação por HPAs foi o fator mais relevante na estruturação da comunidade, sendo negativamente correlacionado com a abundância e diversidade de espécies no sedimento. Mais recentemente, um outro exemplo é um estudo que considerou biomarcadores de exposição a HPAs em bagres (*Genidens genidens*) – metabólitos em vesícula, alterações no fígado, sangue e DNA – para avaliar o estado de saúde ambiental e nível de contaminação das três principais baías do estado (Guanabara, Sepetiba e Ilha Grande). Os autores observaram que os piores indicadores ambientais e de saúde foram observados nos peixes da Baía de Guanabara (Freire et al., 2020).

Outros trabalhos com biota focaram em espécies de pescados – peixes, crustáceos, moluscos – de interesse comercial. Assim, Silva e col. (2007) analisaram HPAs em músculo em duas espécies de peixes (*Mugil lisa* e *Micropogonias furnieri*, conhecidos com tainha e corvina, respectivamente) da baía, sendo encontrados níveis de HPAs totais (16 prioritários) entre 4 e 53 μg/kg (peso seco), com proporções semelhantes entre HPAs leves (2-3 anéis) e pesados (4-6 anéis), e concluíram que se tratam de níveis baixos de contaminação. Na região da APA de Guapimirim – nordeste da Baía de Guanabara – foram monitorados peixes (várias espécies), caranguejos (*Ucides cordatus*) e cracas (*Fistulobalanus citerosum*) após o vazamento de diesel no manguezal, ocorrido em 2005. Os resultados confirmam os níveis crônicos de contaminação da baía, e sugerem o uso de cracas como biomonitores na região, visto terem sido os organismos mais sensíveis ao derrame de diesel (Soares-Gomes et al., 2010). O trabalho de Nudi e col. (2007) apontou a relevância do caranguejo *Ucides cordatus*, típico de manguezais da região e de outras áreas costeiras do Brasil, como bioindicador da contaminação por óleo e da biodisponibilidade de HPAs no sedimento para esses animais.

Em função dos hábitos ecológicos (sésseis e filtradores) e por bioacumular HPAs, os moluscos bivalves são excelentes indicadores da contaminação por HPAs, e são há muito utilizados como sentinelas ambientais em programas como

BOX 1. VAZAMENTOS DE ÓLEO NA BAÍA DE GUANABARA

Há um histórico longo de acidentes diversos que ocasionaram vazamentos de óleo ou derivados que atingiram, de alguma forma, a Baía de Guanabara. Entre os 10 principais vazamentos ocorridos no país entre 1994 e 2000, três ocorreram na Baía de Guanabara (Cabrera Aguilera et al., 2016). O evento de 18 de janeiro de 2000 foi responsável pelo vazamento de 1800 m3 de óleo MF-380, uma mistura de óleo diesel e óleo combustível, e ocorreu devido ao rompimento de um duto ligando o terminal da Ilha d'Água – o principal na Baía de Guanabara – com a Refinaria Duque de Caxias (REDUC), durante o procedimento rotineiro de transferência do combustível. A mancha se espalhou por grande parte da porção norte da baía (Figura Box 1), e dias após o derrame a mancha atingiu grande parte da Ilha do Governador e a Ilha de Paquetá, assim como parte da Área de Proteção Ambiental de Guapimirim.

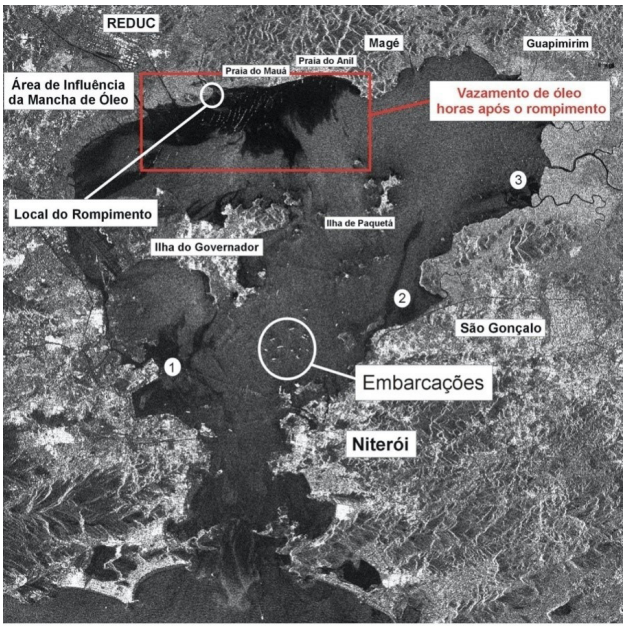


Figura Box 1. Imagem de radar com o espalhamento da mancha de óleo (em preto) após vazamento de óleo na Baía de Guanabara em 18 de janeiro de 2000. Fonte: acervo do jornal O Globo

o *Mussel Watch* (Goldberg, 1975). Na Baía de Guanabara, os mexilhões do tipo Perna *perna* ocorrem naturalmente na porção centro-sul da baía, e são também cultivados na enseada de Jurujuba. Os primeiros dados de contaminação em mexilhão foram publicados por Azevedo e col. (2004), seguido pelos trabalhos de Francioni e col. (2006; 2007a; 2007b) e Yoshimine e Carreira (2012) – todos esses trabalhos citam a contaminação crônica de mexilhões da baía por HPAs. Por outro lado, Ramos et al. (2017) encontram, em mexilhões coletados em estação única na porção interna da baía, níveis intermediários de contaminação por HPAs, sendo valores compatíveis com requerimentos adotados na Europa[5] de garantia de qualidade para consumo humano desses animais. Portanto, há necessidade de continuar monitorando a presença de HPAs em mexilhões da baía através de uma malha de amostragem mais ampla e com amostragens mais regulares.

A despeito do interesse em avaliar o nível de contaminação por hidrocarbonetos em pescados da baía de interesse comercial, não há um estudo sistemático de análise de risco de pescados para a população do entorno da baía, assim como já feito em outras regiões afetadas por grandes vazamentos de petróleo, como no Golfo do México após a explosão na plataforma de petróleo *Deepwater Horizon (*Stuchal et al., 2019; Wickliffe et al., 2018). No entanto, já foi identificado que pescadores e catadores de caranguejos da APA de Guapimirim vivem em condições insalubres de trabalho (Rosa e Mattos, 2010), e a exposição dessa população a alimento contaminado representaria um risco adicional que necessita ainda ser mensurado.

2.4. CONTAMINAÇÃO ATMOSFÉRICA

A qualidade do ar na região metropolitana do Rio de Janeiro é estudada desde 1967, quando foram instaladas as primeiras estações de monitoramento no então Estado da Guanabara. A rede atual de monitoramento do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) analisa a lista de poluentes definida na Resolução CONAMA 491/2018[6] , que inclui dióxido de enxofre, material particulado (PTS, PM10 e PM2,5), monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio. Essa rede possui mais de 115 estações, entre automáticas e semiautomáticas (Figura 6).

As amostras coletadas na rede de monitoramento do INEA seguem norma ABNT NBR (13412/95) – o período de coleta de 24 horas, realizado a cada

5 CommissionRegulation (EC) No 1881/2006 e CommissionRegulation (EU) No 835/2011, disponível em https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2011:215:0004:0008:EN:PDF

6 Disponível em http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740 (março/2020)

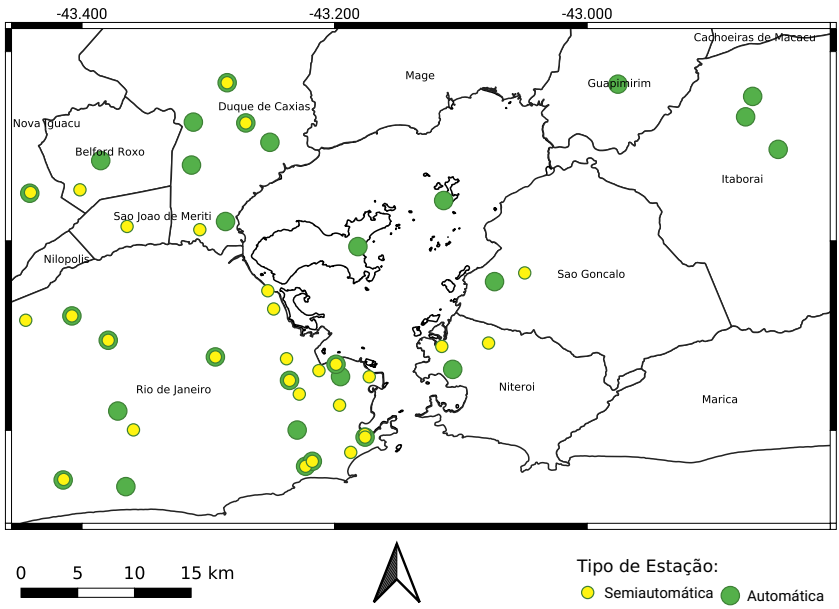


Figura 6. Visão da distribuição das estações de Monitoramento do INEA no entorno da Baía de Guanabara. Fonte: INEA(2016)

6 dias a uma vazão média de 1,13 metros cúbicos (m^3) por minuto – e os filtros são disponibilizados pelo órgão para análises de outros contaminantes, incluindo os hidrocarbonetos. Alguns trabalhos têm sido realizados com base nas amostras do INEA (dos Anjos Paulino et al., 2014; Massone et al., 2015; Oliveira et al., 2014), mas o material poderia ser mais explorado. Fatores como a falta de recursos, metodologias analíticas diversas e descontinuidade de ações públicas fazem com que os monitoramentos sejam isolados e alternados no tempo, e em alguns casos gerando informações que não podem ser comparadas entre si.

A despeito de todas as dificuldades, existem informações que permitem destacar alguns aspectos interessantes sobre a contaminação atmosférica por hidrocarbonetos na região da Baía de Guanabara. Um exemplo é a clara associação entre o nível de contaminação atmosférica e o tráfego veicular na região metropolitana do Rio de Janeiro, sendo que em áreas como a Floresta da Tijuca há sensível melhora na qualidade do ar (Azevedo et al., 1999), enquanto que no entorno de rodovias os índices pioram significativamente (Fernandes et al., 2002). Outro problema já identificado é a falta de renovação dos conversores catalíticos utilizados em automóveis, cuja utilização correta ajudaria a melhorar a qualidade do ar em áreas urbanas densamente povoadas (da Silva et al., 2008).

As fontes antropogênicas provenientes de emissões veiculares constituem um alto percentual relativo da massa de aerossóis finos (Godoy et al., 2009). Essas emissões são a principal via de entrada de hidrocarbonetos aromáticos para atmosfera da região metropolitana do Rio de Janeiro(Fernandes et al., 2002; Lima, 2006; Massone et al., 2015), embora se observe que há uma tendência de queda nas concentrações de HPAs em função do uso de etanol no combustível, que emite até 92% menos hidrocarbonetos durante a combustão (Quiterio et al., 2007). Registros históricos mostram, ainda, que a queima de combustível fóssil era responsável pela emissão de chumbo para atmosfera, devido ao uso de aditivo (chumbo tetraetila) na gasolina até início dos anos 1970 (Trindade et al., 1981).

Outro fator relevante na distribuição de hidrocarbonetos na atmosfera – além da distância à fonte de emissão – é a influência de fatores climáticos. No período de maio a setembro, devido à atuação dos sistemas de alta pressão que dominam a região metropolitana do Rio de Janeiro, ocorrem com frequência situações de estagnação atmosférica e elevados índices de poluição (INEA, 2009). A variação do material em suspensão já foi relacionada à variação climática, com maiores valores para o período seco (Trindade et al., 1980; Trindade et al., 1981). A relação entre a concentração de poluentes, material particulado atmosférico e variação sazonal, entretanto, não é muito clara (Pereira Netto et al., 2005; Pereira Netto et al., 2004; Quiterio et al., 2005) para a região da Baía de Guanabara. Os eventos de precipitação atuam removendo os HPAs de maior peso molecular da atmosfera, enquanto os compostos parentais e alquilados de menor peso molecular permaneçam mais disponíveis no ar (Massone et al., 2015). Isso ocorre porque o processo de remoção úmida de hidrocarbonetos da atmosfera é mais eficiente para os compostos de maior peso molecular (Lopes e Andrade, 1996), e esse processo tem implicações importantes no aporte – devido ao processo de escoamento urbano – e na identificação da origem de hidrocarbonetos para a Baía de Guanabara.

2.5. COMENTÁRIOS FINAIS

As informações apresentadas ao longo desse capítulo sobre a distribuição de hidrocarbonetos de origem petrogênica e pirolítica revelam uma Baía de Guanabara com níveis crônicos de contaminação em diversos compartimentos ambientais – sedimento, água, biota e atmosfera – em decorrência do consumo, refino e estocagem de petróleo e derivados na região metropolitana do Rio de

Janeiro. Apesar desse quadro – e de todos os trabalhos já realizados sobre o tema – ainda há lacunas do conhecimento sobre os perigos e riscos da contaminação por hidrocarbonetos na região, que incluem: (i) necessidade de maior conhecimento da importância relativa de fontes como drenagem urbana, deposição atmosférica, atividades portuárias; (ii) identificar os danos à saúde humana pela exposição a hidrocarbonetos; (iii) conhecer os efeitos sobre a biodiversidade na baía e áreas adjacentes (e.g., o Monumento Natural do Arquipélago das Ilhas Cagarras). Além disso, com o recente aumento na produção de petróleo na Bacia de Santos, a Baía de Guanabara se tornou uma das principais área de apoio para as atividades de exploração *offshore*, o que acarreta o aumento do trânsito de embarcações diversas e no incremento da infraestrutura portuária para suporte e manutenção diversos. Por todos esses motivos, conclui-se que é premente implementar, na região da Baía de Guanabara, um programa de monitoramento abrangente e sistemático de longa duração focado na quantificação/caracterização de hidrocarbonetos, de forma a melhor compreender a evolução da saúde ambiental da baía e a saúde das pessoas diretamente relacionadas à ela.

REFERÊNCIAS

Aboul-Kassim, T.A.T., Simoneit, B.R.T., 1996. Lipid geochemistry of surficial sediments from the coastal environment of Egypt I. Aliphatic hydrocarbons - characterization and sources. Mar. Chem. 54, 135-158.

Achten, C., Andersson, J.T., 2015. Overview of Polycyclic Aromatic Compounds (PAC). Polycycl Aromat Compd 35, 177-186.

Anderson, J.T., Achten, C., 2015. Time to say goodbye to the 16 EPA PAHs? Toward an up-to-date use of PACs for environmental purposes. Polycyclic Aromat. Compd. 35, 330-354.

Azevedo, D.A., Moreira, L.S., Siqueira, D.S., 1999. Composition of extractable organic matter in aerosols from urban areas os Rio de Janeiro city, Brazil. Atmospheric Enviroment 33, 4987-5001.

Azevedo, L.A., de Andrade Bruning, I.M.R., Moreira, I., 2004. Hydrocarbon contamination in mussels from Guanabara Bay. Marine Pollution Bulletin 49, 1120-1122.

Azevedo, L.A.C., 1998. Determinação de hidrocarbonetos em amostras de água e mexilhões da Baía de Guanabara, Departamento de Química. PUC, Rio de Janeiro, p. 120.

Benlahcen, K.T., Chaoui, A., Budzinski, H., Bellocq, J., Garrigues, P., 1997. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Mediterranean coastal sediments. Marine Pollution Bulletin 34, 298-305.

Boehm, P.D., Pietari, J., Cook, L.L., Saba, T., 2018. Improving rigor in polycyclic aromatic hydrocarbon source fingerprinting. Environmental Forensics 19, 172-184.

Boonyatumanond, R., Wattayakorn, G., Togo, A., Takada, H., 2006. Distribution and origins of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in riverine, estuarine, and marine sediments in Thailand. Marine Pollution Bulletin 52, 942-956.

Bu-Olayan, A.H., Subrahmanyam, M.N.V., Al-Sarawi, M., Thomas, B.V., 1998. Effects of the gulf war oil spill in relation to trace metals in water, particulate matter, and PAHs from the Kuwait Coast. Environment International 24, 789-797.

Buchman, M.F., 2008. NOAA Screening Quick Reference. Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, p. 12.

Cabrera Aguilera, M.V., Bastos da Fonseca, B., Ferris, T.K., Vidal, M.C.R., Carvalho, P.V.R.d., 2016. Modelling performance variabilities in oil spill response to improve system resilience. Journal of Loss Prevention in the Process Industries 41, 18-30.

Camargo, M.Z., Sandrini-Neto, L., Carreira, R.S., Camargo, M.G., 2017. Effects of hydrocarbon pollution in the structure of macrobenthic assemblages from two large estuaries in Brazil. Marine Pollution Bulletin 125, 66-76.

Castañeda, I.S., Schouten, S., 2011. A review of molecular organic proxies for examining modern and ancient lacustrine environments. Quaternary Science Reviews 30, 2851-2891.

Christensen, J.H., Tomasi, G., de Lemos Scofield, A., de Fatima Guadalupe Meniconi, M., 2010. A novel approach for characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution patterns in sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Environ. Pollut. 158, 3290-3297.

Colombo, J.C., Pelletier, E., Brochu, C., Khall, M., Catoggio, J.A., 1989a. Determination of hydrocarbon sources using n-alkanes and polyaromatic hydrocarbon distribution indexes. Case study: Rio de la Plata Estuary, Argentina. Environmental science & technology 23, 888-894.

Colombo, J.C., Pelletier, E., Brochu, C., Khalli, M., Catogglo, J.A., 1989b. Determination of Hydrocarbon Sources Using n-Alkane and Polyaromatic Hydrocarbon Distribution Indexes. Case Study: Rio de La Plata Estuary, Argentina. Environmental Science and Technology 23, 888-894.

da Silva, L.I.D., de Souza Sarkis, J.E., Zotin, F.M.Z., Carneiro, M.C., Neto, A.A., da Silva, A.d.S.A.G., Cardoso, M.J.B., Monteiro, M.I.C., 2008. Traffic and catalytic converter – Related atmospheric contamination in the metropolitan region of the city of Rio de Janeiro, Brazil. Chemosphere 71, 677-684.

da Silva, T.F., de Almeida Azevedo, D., de Aquino Neto, F.R., 2007. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Fishes and Sediments from the Guanabara Bay, Brazil. Environmental Forensics 8, 257-264.

Dachs, J., Bayona, J.M., Fillaux, J., Saliot, A., Albaiges, J., 1999. Evaluation of anthropogenic

and biogenic inputs into the western Mediterranean using molecular markers. Mar. Chem. 65, 195-210.

dos Anjos Paulino, S., Oliveira, R.L., Loyola, J., Minho, A.S., Arbilla, G., Quiterio, S.L., Escaleira, V., 2014. Trace Metals in PM10 and PM2.5 Samples Collected in a Highly Industrialized Chemical/Petrochemical Area and Its Urbanized Surroundings. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 92, 590-595.

Eglinton, G., Hamilton, R.J., 1967. Leaf Epicuticular Waxes. Science 156, 1322-1335.

Farias, C.O., Hamacher, C., Wagener, A.d.L.R., Scofield, A.d.L., 2008. Origin and degradation of hydrocarbons in mangrove sediments (Rio de Janeiro, Brazil) contaminated by an oil spill. Org. Geochem. 39, 289-307.

FEEMA, 1990. Projeto de Recuperação Gradual do Ecossistema da Baía de Guabara - indicadores ambientais de degradação, obras e projetos de recuperação. Parte I, Rio de Janeiro, pp. 1-164.

Fernandes, M.B., Brickus, L.S.R., Moreira, J.C., Cardoso, J.N., 2002. Atmospheric BTX and polyaromatic hydrocarbons in Rio de Janeiro, Brazil. Chemosphere 47, 417-425.

Fingas, M., 2015. Handbook of oil spill science and technology. John Wiley & Sons, p. 1849.

Fistarol, G.D.O., Coutinho, F.H., Moreira, A.P.B., Venas, T., Canovas, A., de Paula Jr, S.E.M., Coutinho, R., de Moura, R.L., Valentin, J.L., Tenenbaum, D.R., Paranhos, R., Valle, R., THOMPSON, C., Salomon, P., Thompson, F., 2015. Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Frontiers in Microbiology 6, 1232.

Francioni, E., Wagener, A.L.R., Scofield, A.L., Cavalier, B., 2006. Biomonitoring of polycyclic aromatic hydrocarbon in Pernaperna from Guanabara Bay, Brasil. Environmental Forensics 6, 361-370.

Francioni, E., Wagener, A.L.R., Scofield, A.L., Depledge, M.H., Cavalier, B., 2007a. Evaluation of mussel Perna perna as a biomonitor of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) exposure and effects. Marine Pollution Bulletin 54, 329-338.

Francioni, E., Wagener, A.L.R., Scofield, A.L., Depledge, M.H., Cavalier, B., Sette, C.B., Carvalhosa, L., Lozinsky, C., Mariath, R., 2007b. Polycyclic aromatic hydrocarbon in inter-tidal mussel Perna perna: Space-time observations, source investigation and genotoxicity. Sci. Total Environ. 372, 515-531.

Freire, M.M., Amorim, L.M.F., Buch, A.C., Gonçalves, A.D., Sella, S.M., Cassella, R.J., Moreira, J.C., Silva-Filho, E.V., 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbons in bays of the Rio de Janeiro state coast, SE - Brazil: Effects on catfishes. Environ. Res. 181, 108959.

Gabardo, I.T., Meniconi, M.F.G., Falcão, L.V., Vital, N.A.A., Pereira, R.C.L., Carreira, R.S., 2001. Hydrocarbon and ecotoxicology in seawater and sediment samples of Guanabara Bay after the oil spill in january 2000, 2001 International Oil Spill Conference, Florida, EUA, pp. 941-950.

Godoy, M.L.D.P., Godoy, J.M., Roldão, L.A., Soluri, D.S., Donagemma, R.A., 2009. Coarse and fine aerosol source apportionment in Rio de Janeiro, Brazil. Atmos. Environ. 43,

2366-2374.

Gohlke, J.M., Doke, D., Tipre, M., Leader, M., Fitzgerald, T., 2011. A Review of Seafood Safety after the Deepwater Horizon Blowout. Environ. Health Perspect. 119, 1062-1069.

Goldberg, E.D., 1975. The mussel watch. Marine Pollution Bulletin 6, 111-113.

Hamacher, C., 1996. Determinação de hidrocarbonetos em amostras de água e sedimento da Baía de Guanabara, Departamento de Química. PUC, Rio de Janeiro, p. 105.

Hamacher, C., Brito, A.P.X., Brüning, I.M.R.A., 2000. The determination of PAH by UV--Fluorescence Spectroscopy in Water of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Revista Brasileira de Oceanografia 48, 167-170.

Hunt, J.M., 1996. Petroleum Geochemistry and Geology. W.H.Freeman and Company, Nova York.

INEA, 2009. Relatório Anual de Qualidade do Ar. 108.

INEA, 2016. Relatório da qualidade do ar do Estado do Rio de Janeiro – Ano base 2015., pp. disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/2001/RQAr_2015.pdf.

Kalf, D.F., Crommentuijn, T., Plassche, E.J.V.D., 1997. Environmental Quality Objectives for 10 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Ecotoxicology and Environmental Safety 36, 89-97.

Keith, L.H., 2015. The Source of U.S. EPA's Sixteen PAH Priority Pollutants. Polycyclic Aromat. Compd. 35, 147-160.

Killops, S.D., Killops, V.J., 2005. An introduction to organic geochemistry, 2a edição ed. Blackwell Publishing.

Law, R.J., Dawes, V.J., Woodhead, R.J., Matthiessen, P., 1997. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in seawater around England and Wales. Marine Pollution Bulletin 34, 306-322.

Li, Y., Li, P., Ma, W., Song, Q., Zhou, H., Han, Q., Diao, X., 2015. Spatial and temporal distribution and risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface seawater from the Haikou Bay, China. Marine Pollution Bulletin 92, 244-251.

Lima, A.L.C., 1996. Geocronologia de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs) - estudo de caso: Baía de Guanabara, Departamento de Química. Pontificia Universidade Católica, Rio de Janeiro, p. 106.

Lima, F.M., 2006. Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em Material Particulado Atmosférico na Região Central de Niterói, RJ., Instituto de Química. UFF, p. 95.

Lipiatou, E., Martym, C., Saliot, A., 1993. Sediment trap fluxes of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Mediterranean Sea. Mar. Chem. 44, 43-54.

Liu, X., Jia, H., Wang, L., Qi, H., Ma, W., Hong, W., Guo, J., Yang, M., Sun, Y., Li, Y.F.,

2013. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in concurrently monitored surface seawater and sediment along Dalian coast after oil spill. Ecotoxicology and Environmental Safety 90, 151-156.

Lopes, W.A., Andrade, J.B., 1996. Fontes, formação, reatividade e quantificação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos na atmosfera. Quim. Nova 19, 87-95.

Maciel-Souza, M.d.C., Macrae, A., Volpon, A.G.T., Ferreira, P.S., Mendonça-Hagler, L.C., 2006. Chemical and microbiological characterization of mangrove sediments after a large oil-spill in Guanabara Bay - RJ - Brazil. Brazilian Journal of Microbiology 37, 262-266.

Massone, C.G., Wagener, A.d.L.R., Abreu, H.M.d., Veiga, Á., 2013. Revisiting hydrocarbons source appraisal in sediments exposed to multiple inputs. Marine Pollution Bulletin 73, 345-354.

Massone, C.G., Wagener, A.L.R., Abreu, H.M., Gioda, A., 2015. Hydrocarbon concentration and source appraisal in atmospheric particulate matter (PM2.5) of an urban tropical area. Environmental Science and Pollution Research, 1-14.

Mauad, C.R., Wagener, A.d.L.R., Farias, C.d.O., Ruiz, N.M.S., Carreira, R.S., Vasconcelos, C., Godoy, J.M., de Menezes, S.M.C., Scofield, A.d.L., 2013. Reconstructing Historical Changes in Combustion Patterns by Means of Black Carbon and PAH Evaluation in Dated Sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Journal of the Brazilian Chemical Society 24, 1818-1831.

Mauad, C.R., Wagener, A.d.L.R., Massone, C.G., Aniceto, M.d.S., Lazzari, L., Carreira, R.S., Farias, C.d.O., 2015. Urban rivers as conveyors of hydrocarbons to sediments of estuarine areas: Source characterization, flow rates and mass accumulation. Sci. Total Environ. 506–507, 656-666.

Meador, J.P., Stein, J.E., Reichert, W.L., Varanasi, U., 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons, in: Ware, G.W. (Ed.), Reviews of environmental contamination and toxicology. Springer, Berlin, pp. 79-166.

Mearns, A.J., Bissell, M., Morrison, A.M., Rempel-Hester, M.A., Arthur, C., Rutherford, N., 2019. Effects of pollution on marine organisms. Water Environ. Res 91, 1229-1252.

Medeiros, P.M., Bicego, M.C., Castelao, R.M., Del Rosso, C., Fillmann, G., Zamboni, A.J., 2005. Natural and anthropogenic hydrocarbon inputs to sediments of Patos Lagoon Estuary, Brazil. Environment International 31, 77-87.

Meniconi, M.d.F.G., Wagener, A.d.L.R., Christensen, J.H., 2018. Chapter 26 - Different Forensic Approaches for Hydrocarbons Sources Identification in an Urban Cluster Environment: Guanabara Bay, in: Stout, S.A., Wang, Z. (Eds.), Oil Spill Environmental Forensics Case Studies. Butterworth-Heinemann, pp. 563-591.

Meniconi, M.F.G., Barbanti, S.M., 2006. Case Study: evaluation of hydrocarbon sources in Guanabara Bay, Brazil, in: Wang, Z., Stout, S.A. (Eds.), Oil Spill Environmental Forensics: fingerprinting and source identification. Elsevier, Amsterdam, pp. 505-536.

Meniconi, M.F.G., Gabardo, I.T., Carneiro, M.E.R., Barbanti, S.M., Silva, G.C.d., Massone, C.G., 2002. Brazilian oil spills chemical characterization- case studies. Environmental Forensics 3, 303-321.

Neff, J.M., 2002. Bioaccumulation in marine organisms: effects of contaminants from oil well produced water. Elsevier, Amsterdam.

NRC, 2003. Oil in the Sea - inputs, fates and effects, 2 ed. National Academy Press, Washington.

Nudi, A.H., Wagener, A.L.R., Francioni, E., Scofield, A.L., Sette, C., Veiga, A., 2007. Validation of Ulcides cordatus as a bioindicator of oil contamination and bioavailability in mangroves by evaluating sediment and crab PAH records. Environment International 33, 315-327.

Oliveira, R.L., Loyola, J., Minho, A.S., Quiterio, S.L., de Almeida Azevedo, D., Arbilla, G., 2014. PM2.5-Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in an Area of Rio de Janeiro, Brazil Impacted by Emissions of Light-Duty Vehicles Fueled by Ethanol-Blended Gasoline. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 93, 781-786.

Patin, S., 1999. Environmental impact of the offshore oil and gas industry. EcoMonitor Publishing, New York.

Pereira Netto, A.D., Barreto, R.P., Moreira, J.C., Arbilla, G., 2005. PAHs in Diurnal and Nocturnal Samples of Total Suspended Particulate in a Highly Trafficked Area of Rio de Janeiro City, Brazil. Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology 75, 1004-1011.

Pereira Netto, A.D., Cunha, I.F., Muniz, F.C., Rego, E.C.P., 2004. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Street Dust of Niterói City, RJ, Brazil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 72, 829-835.

Pinheiro, P.P.O., Massone, C.G., Carreira, R.S., 2017. Distribution, sources and toxicity potential of hydrocarbons in harbor sediments: A regional assessment in SE Brazil. Marine Pollution Bulletin 120, 6-17.

Protection, G.I.F.U.-I.U.W.I.U.U.J.G.o.E.o.t.S.A.o.M.E., 1993. Impact of oil and related chemicals and wastes on the marine environment, p. 180.

Protection, G.I.F.U.-I.U.W.I.U.U.J.G.o.E.o.t.S.A.o.M.E., 2017. Estimates of oil entering the marine environment from sea-based activities, Report and Studies GESAMP n. 75, p. 96 pp.

Qiao, M., Wang, C., Huang, S., Wang, D., Wang, Z., 2006. Composition, sources, and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. Environment International 32, 28-33.

Quiterio, S., Sousa, C., Arbilla, G., Escaleira, V., 2005. Evaluation of levels, sources and distribution of airborne trace metals in seven districts of the Baixada Fluminense, Rio de Janeiro, Brazil. Atmos. Environ. 39, 3503-3512.

Quiterio, S.L., Arbilla, G., Bauerfeldt, G.F., Moreira, J.C., 2007. Polycyclic Aromatic Hydro-

carbons and their Molecular Diagnostic Ratios in Airborne Particles (PM10) Collected in Rio de Janeiro, Brazil. Water, Air, Soil Pollut. 179, 79-92.

Ramos, A.B.A., Farias, C.O., Hamacher, C., Araújo, M., 2017. Assessment of PAHs occurrence and distribution in brown mussels (Perna perna Linnaeus 1758) subject to different levels of contamination in Brazil. Regional Studies in Marine Science 14, 145-151.

Recabarren-Villalón, T., Orazi, M.M., Ronda, A.C., Marcovecchio, J.E., Arias, A.H., 2019. Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) en ambientes marinos: uma revisão de América. JAINA Costas y Mares ante el Cambio Climático 1, 19-40.

Rosa, M.F.M., Mattos, U.A.d.O., 2010. A saúde e os riscos dos pescadores e catadores de caranguejo da Baía de Guanabara. Ciência e Saúde Coletiva 15, 1543-1552.

Ruddiman, W.F., 2013. The Anthropocene. Annual Review of Earth and Planetary Sciences 41, 45-68.

Saliot, A., 1994. Marine organic biogeochemistry. Oceanis 20, 1-197.

Santana, J.L., Massone, C.G., Valdés, M., Vazquez, R., Lima, L.A., Olivares-Rieumont, S., 2015. Occurrence and source appraisal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface waters of the Almendares River, Cuba. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 69.

Schwarzenbach, R.P., Escher, B.I., Fenner, K., Hofstetter, T.B., Johnson, C.A., von Gunten, U., Wehrli, B., 2006. The challenge of micropollutants in aquatic systems. Science 313, 1072-1077.

Schwarzenbach, R.P., Gschwend, P.M., Imboden, D.M., 2003. Environmental Organic Geochemistry. John Wiley & Sons, New Jersey.

Soares-Gomes, A., da Gama, B.A.P., Baptista Neto, J.A., Freire, D.G., Cordeiro, R.C., Machado, W., Bernardes, M.C., Coutinho, R., Thompson, F.L., Pereira, R.C., 2016. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Regional Studies in Marine Science 8, 319-330.

Soares-Gomes, A., Neves, R.L., Aucélio, R., Van Der Ven, P.H., Pitombo, F.B., Mendes, C.L.T., Ziolli, R.L., 2010. Changes and variations of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in fish, barnacles and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. Marine Pollution Bulletin 60, 1359-1363.

Stout, S.A., Emsbo-Mattingly, S.D., Douglas, G.S., Uhler, A.D., McCarthy, K.J., 2015. Beyond 16 Priority Pollutant PAHs: A Review of PACs used in Environmental Forensic Chemistry. Polycyclic Aromat. Compd. 35, 285-315.

Stuchal, L.D., Charles-Ayinde, M.K.S., Kane, A.S., Kozuch, M., Roberts, S.M., 2019. Probabilistic risk assessment for high-end consumers of seafood on the northeastern Gulf coast. Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology.

Tobiszewski, M., Namieśnik, J., 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. Environ. Pollut. 162, 110-119.

Tolosa, I., De Mora, S., Sheikholeslami, M.R., Villeneuve, J.P., Bartocci, J., Cattini, C., 2004. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. Marine Pollution Bulletin 48, 44-60.

Tolosa, I., de Mora, S.J., Fowler, S.W., Villeneuve, J.-P., Bartocci, J., Cattini, C., 2005. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in marine biota and coastal sediments from the Gulf and the Gulf of Oman. Marine Pollution Bulletin 50, 1619.

Trindade, H.A., Oliveira, A.E., Pfeiffer, W.C., Londres, H., Costa-Ribeiro, C., 1980. Meteorological parameters and concentration of total suspended particulates in the urban area of Rio de Janeiro. Atmospheric Environment (1967) 14, 973-978.

Trindade, H.A., Pfeiffer, W.C., Londres, H., Costa-Ribeiro, C.L., 1981. Atmospheric concentration of metals and total suspended particles in Rio de Janeiro. Environmental science & technology 15, 84-89.

UFRJ, 2000. Caracterização preliminar do impacto do vazamento acidental de óleo ocorrido em 18/01/2000 na Baía de Guanabara. Petrobras, UFRJ, UERJ, PUC e UFF, Rio de Janeiro, p. 38.

Valentin, J.L., Paiva, P.S., Salomon, P.S., 2018. A Baía de Guanabara: passado, presente e futuro de um ecossistema ameaçado. Editora CRV, Curitiba, p. 312.

Wagener, A.d.L.R., Meniconi, M.d.F.G., Hamacher, C., Farias, C.O., da Silva, G.C., Gabardo, I.T., Scofield, A.d.L., 2012. Hydrocarbons in sediments of a chronically contaminated bay: The challenge of source assignment. Marine Pollution Bulletin 64, 284-294.

Wagener, A.L.R., Scofield, A.L., Hamacher, C., Lima, E.F., Ziolli, R., Carreira, R.S., Farias, C.O., Novaes, C.E., Cardoso, J.N., Andrade, L.A.F., Macedo, A.C.O., Gabardo, I.T., Grande, S.M.B., 2002. Avaliação dos danos causados pelo derramamento de óleo, em janeiro de 2000, na Baía de Guanabara (RJ), p. 3 volumes.

Wakeham, S., Canuel, E., 2015. Biogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the San Joaquin River in California (USA), and current paradigms on their formation. Environmental Science and Pollution Research, 1-17.

Wakeham, S.G., Schaffner, C., Giger, W., 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Recent lake sediments - I. compounds having anthropogenic origins. Geochim. Cosmochim. Acta 44, 403-413.

Wang, S., Liu, G., Zhang, J., Zhou, L., Lam, P.K.S., 2019. An effective method for reconstructing the historical change in anthropogenic contribution to sedimentary organic matters in rivers. Sci. Total Environ. 655, 968-976.

Wang, Z., Fingas, M., Shy, Y.Y., Sigouin, L., Landriault, M., Lambert, P., 1999. Quantitative characterization of PAHs in burn residue and soot samples and differentiation of pyrogenic PAHs from petrogenic PAHs - the 1994 mobile burn study. Environmental science & technology 33, 3100-3109.

Wang, Z., Fingas, M., Sigouin, L., 2001. Characterization and identification of a "mystery" oil spill from Quebec (1999). Journal of Chromatography A 909, 155-169.

Wenzl, T., Zelinkova, Z., 2019. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food and Feed, in: Melton, L., Shahidi, F., Varelis, P. (Eds.), Encyclopedia of Food Chemistry. Academic Press, Oxford, pp. 455-469.

WHO, 1998. Draft guidelines for safe recreation-water environments: Coastal and Fresh Waters. WHO (EOS/Draft/98.14), Genebra.

Wickliffe, J.K., Simon-Friedt, B., Howard, J.L., Frahm, E., Meyer, B., Wilson, M.J., Pangeni, D., Overton, E.B., 2018. Consumption of Fish and Shrimp from Southeast Louisiana Poses No Unacceptable Lifetime Cancer Risks Attributable to High-Priority Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Risk Analysis 38, 1944-1961.

Witt, G., 2002. Occurrence and transport of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water bodies of the Baltic Sea. Mar. Chem. 79, 49-66.

Yoshimine, R.V., Carreira, R.S., 2012. PAHs in cultured mussels Perna perna from a Southeastern Brazilian Bay. Journal of the Brazilian Chemical Society 8, 1429-1436.

Yunker, M.B., Backus, S.M., Graf Pannatier, E., Jeffries, D.S., Macdonald, R.W., 2002. Sources and Significance of Alkane and PAH Hydrocarbons in Canadian Arctic Rivers. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55, 1-31.

POLUIÇÃO POR DESREGULADORES ENDÓCRINOS NA BAÍA DE GUANABARA

Marília Teresa Lima do Nascimento
Ana Dalva de Oliveira Santos
Rejany Ferreira dos Santos
Daniele Maia Bila

1. APRESENTAÇÃO

Neste capítulo apresentamos a importância da avaliação de substâncias com potencial estrogênico em matrizes ambientais, como a Baía da Guanabara, considerada um dos mais importantes estuários do litoral brasileiro. Pesquisas sobre desreguladores endócrinos (DE) neste estuário são especialmente relevantes pela importância nos processos essenciais à manutenção e equilíbrio de outros ecossistemas, além de sua riqueza, produtividade e biodiversidade. Na Baía de Guanabara, as questões relacionadas a poluição por DE são agravadas, principalmente, pela industrialização em seu entorno e combinação de más condições de saneamento e baixo investimento em estações de tratamento de esgoto e contaminação das águas; semelhante ao que ocorre em países em desenvolvimento. Logo, os impactos que atingem a baía podem resultar em sérias consequências, tanto para o ambiente, quanto para a população que vive em seu entorno.

2. INTRODUÇÃO

Micropoluentes são frequentemente encontrados em água doce e em sistemas marinhos ou estuários, oriundos de várias fontes (Nödler et al., 2014). Historicamente, os corpos hídricos sempre foram utilizados como receptores de diversos poluentes (Halem et al., 2014; Maciel, et al., 2015; Köck-Schulmyer et al., 2019; Petrie et al., 2019). Atualmente a preocupação com a qualidade das águas tem aumentado no cenário mundial. Muitos poluentes são solúveis em água e quando lançados no ambiente pelo descarte de águas residuais oriundo de fossas sépticas, esgoto doméstico, ETE (Estação de Tratamento de Esgoto),

resíduos indústrias, dejetos de animais, lixiviado de aterros sanitários entre outros, podem representar sérios riscos aos seres vivos (Sodré et al., 2010; Rocha et al., 2014; Rodil et al., 2016). Tal poluição associada à enorme exploração dos corpos hídricos tem comprometido sua utilização, especialmente nas zonas costeiras próximas a grandes centros industriais (Hirata, 2001).

O modelo de desenvolvimento econômico vigente levou a intensa geração e descarte de diversas substâncias químicas, sem um conhecimento prévio de seus efeitos sobre os ecossistemas (Shi et al., 2014; Valcarce et al., 2017; Sousa et al., 2019). Assim, a degradação ambiental oriunda de atividades antrópicas, intensificadas pelo desenvolvimento industrial e urbano, resultou em altos níveis de poluição industrial, contaminando recursos hídricos pela exposição à diversa gama de contaminantes (Boger et al., 2015; Omar et al., 2016; Liu et al., 2018; Gong et al., 2019). Desse modo, o significativo aumento na produção de compostos sintéticos, promoveu intensiva liberação de poluentes encontrados no meio ambiente (Taehran et al., 2018).

Existem diferentes nomenclaturas para os desreguladores endócrinos, tais como: perturbadores endócrinos, interferentes endócrinos, disruptores endócrinos e interferentes hormonais. Os termos mais encontrados na literatura internacional são: e*ndocrine disrupting, endocrine modulator, environmental estrogen*. Os desreguladores endócrinos são definidos como substâncias exógenas que alteram as funções do sistema endócrino podendo causar efeitos adversos aos seres vivos em baixíssimas concentrações (da ordem de μ g L^{-1} e ng L^{-1}) (Sumpter, 1998; Bila e Dezotti, 2007; Valcarcel et al., 2018). Ainda segundo a USEPA (*United States Environmental Protection Agency*), desreguladores endócrinos são definidos como agentes exógenos que interferem com a síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de hormônios naturais no corpo que são responsáveis pela manutenção, reprodução, desenvolvimento e/ou comportamento dos organismos (USEPA, 1997).

Desreguladores endócrinos estão associados a um conjunto diversificado de compostos, amplamente utilizados na atualidade para diferentes fins (LIU et al., 2018). Além disso, podem apresentar atividade biológica em baixas concentrações no ambiente aquático (Bila e Dezotti, 2007; Singare, 2016; Negintaji et al., 2018; Huang et al., 2019). Os desreguladores endócrinos abrangem uma grande faixa de classes de substâncias com estruturas distintas, incluindo substâncias naturais como os estrogênios e os fitoestrogênios; e uma variedade de substâncias sintéticas, tais como, substâncias utilizadas na agricultura e seus subprodutos (pesticidas, herbicidas, fungicidas e moluscicidas); substâncias utilizadas

nas indústrias e seus subprodutos (dioxinas, PCB, alquilfenóis e seus subprodutos, HAP, ftalatos, bisfenol A, metais pesados, retardantes de chama bromados, entre outros); compostos farmacêuticos, como os estrogênios sintéticos (17α-etinilestradiol) (Combalbert et al., 2010; Bila et al., 2017; Rasheed et al., 2018; Taheran et al., 2018,). A Tabela 01 apresenta algumas substâncias classificadas como DE.

Neste caso, é importante compreender que a regulamentação mais efetiva sobre essas substâncias, está atrelada a resultados de pesquisas relacionadas aos potenciais efeitos nos ecossistemas e aos dados de monitoramento dessa ocorrência.

Tabela 01. Substâncias classificadas como desreguladores endócrinos.

Ftalatos	**Pesticidas**	
Dietilftalato (DEP)	Inseticidas	Fungicidas
di-iso-butilftalato (DIBP)	2,2 bis-p-clorofenil-,1, 1,1-tricloroetano	Vinclozolina
di-n-butilftalato (DBP)	(DDT)	Tridemorfos
butilbenzilftalato (BBP)	2,2 bis-p-clorofenil-1,	Carbendazime
dicicloexiloftalato (DCHP)	1-dicloroetileno (DDE)	Penconazol
di-2-(2-etil-exil)ftalato	Lindane (1,2,3,4,5,6-hexacloroexano)	Procloraz
(DEHP)	Deltametrin	Procimidona
di-n-octilftalato (DOP)	Carbofurano	Epoxiconazol
di-isooctilftalato (DIOP)		Propiconazol
di-iso-nonilftalato (DINP)	Herbicidas	
di-iso-decilftalato (DIDP)	Atrazina	
	Linuron	
Alquilfenóis	**Organoclorados**	
Nonilfenol (NF)	Dibenzo-p-dioxina	
Octilfenol (OF)	2,3,7,8-tetraclorodibenzeno-p-dioxina (TCDD)	
Nonilfenoletoxilado	2,3,7,8-tetraclorodibenzofurano (TCDF)	
Octilfenoletoxilado		
Compostos orgânicos de estanho	**Agentes terapêuticos e farmacêuticos**	
Tributilestanho (TBT)	Dietilestilbestrol (DES)	
Trifenilestanho (TPT)	17α-etinilestradiol (EE2)	
Parabenos	**Policlorados de bifenilas**	
Benzilparabeno	2,4,4'-triclorobifenil	
Butilparabeno	2,2',5,5'-tetraclorobifenol	
Etilparabeno	2,2',4,5,5'-pentaclorobifenil	
Isobutilparabeno	2,3',4,4', 5-pentaclorobifenil	
n-propilparabeno	2, 2',3,4,4',5'-hexaclorobifenil	
metilparabeno	2,2',4,4',5, 5'-hexaclorobifenil	
	2,2',3,4,4',5,5'-heptaclorobifenil	
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	**Retardantes de chama bromados**	
Naftalina	Polibromobifenila (PBB)	
Acenaftileno	2,2',4,4'-tetrabromodifenil éter (BDE 47)	
Acenafteno	2,2',4,4',5-pentabromodifenil éter (BDE99)	
Fluoreno	2,2',4,4',6-pentabromodifenil éter (BDE100)	
Fenantreno	2,2',4,4',5,5'-hexabromodifenil éter (BDE 153)	
Antraceno	2,2',4,4',5,6'-hexabromodifenil éter (BDE 154)	
Fluoranteno	2,2',3,4,4',5',6-heptabromodifenil éter Octabromodifenil éter	
Pireno	(BDE octa) Hexabromociclododecano (HBCD)	
Benzo[a]antraceno	Tetrabromobisfenol A (TBBA)	
Benzo[b]fluoranteno		
Benzo[k]fluoranteno		
Benzo[a]pireno	**Bisfenol**	
Indeno[123-cd]pireno	Bisfenol A	
Dibenzo[ah]antraceno	**Estrogênios naturais**	
Benzo[ghi]perileno	Estrona (E_1)	
	17β-estradiol (E_2)	
Metais pesados	**Fitoestrógenos**	
Mercúrio	Isoflavona	
Cádmio	daidzeína e genisteína	
Chumbo	Lignanas	
Zinco	metaresinol e enterodiol	

Fonte: Bila e Dezotti, 2007

3. IMPACTOS AMBIENTAIS

Substâncias classificadas como desreguladores endócrino vêm sendo detectadas em várias matrizes ambientais, tais como: esgoto doméstico, efluente de ETE, lodo biológico de ETE, em sedimentos, compartimentos marinhos, solos, nas águas superficiais, subterrâneas e água potável (Stumpf et al.,1999; Ternes et al.,1999; Alofe et al.,2019) A Figura 01 apresenta fotos de descarte de resíduos sólidos e esgoto doméstico em diferentes ambientes no RJ.

Figura 01: Foto de descarte de resíduos sólidos e esgoto doméstico no ambiente no RJ.

Importante considerar também, que os DE rapidamente se propagam no ambiente e são liberados para a atmosfera, como resultado da combustão e incineração de determinados produtos. Dessa forma, existe o risco de exposições por substâncias com potenciais estrogênicos por várias rotas (Servos et al., 2005; Luo et al., 2019). Segundo Shao et al. (2019), avaliar os impactos e o comportamento de DE em corpos hídricos é uma questão cada vez mais complexa e de relevância ambiental, que reflete a urgência na discussão e gestão em áreas de risco. A Figura 02 apresenta fontes dessa poluição ambiental.

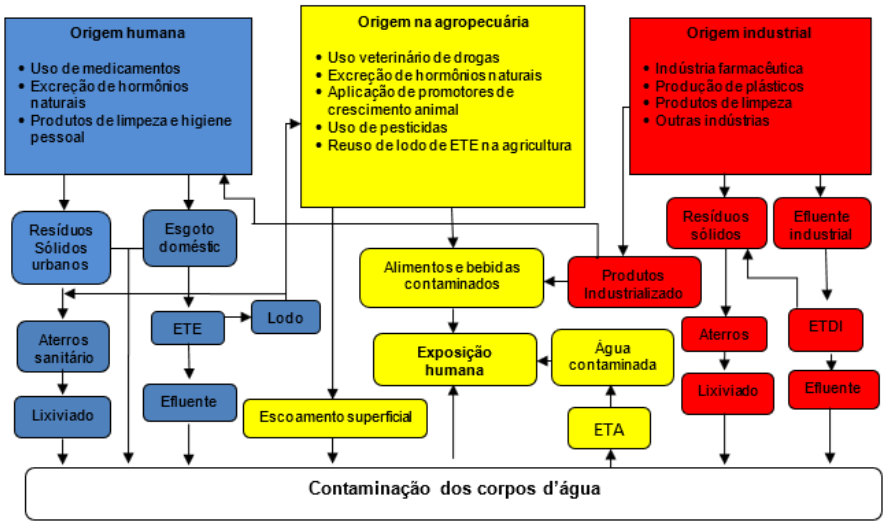


Figura 02. Fontes de poluição ambiental por DE
Fonte: Adaptado de Aquino; Brandit; Chernicharo (2013)

4. IMPACTOS SOBRE A SAÚDE HUMANA

O sistema endócrino é formado por um conjunto de glândulas posicionadas em todo corpo que inclui a hipófise pituitária, a tireoide, as paratireoides, as adrenais ou suprarrenais, as gônadas (testículos e ovários) e o pâncreas. Os hormônios são produzidos e excretados pelas glândulas e liberados na corrente sanguínea receptora nos órgãos e tecidos que os reconhecem e respondem. Assim, se algum DE estiver atuante e ligar-se aos receptores hormonais, poderão inibir ou imitar a sua ação natural e afetar a síntese dos hormônios e seu metabolismo (Piva et al., 1996; Gore et al., 2002).

Pela ação dos hormônios, o sistema endócrino promove uma delicada integração entre diferentes tecidos do corpo humano responsável por regular o meta-

bolismo, crescimento, desenvolvimento e reprodução. Regula também o sono, sede, fome e a imunidade. O corpo tem centenas de tipos diferentes de receptores feitos para cada tipo específico de hormônio. O hipotálamo, por exemplo, tem vários receptores para monitorar os níveis de hormônios no sangue. As glândulas, órgãos e tecidos enviam e recebem mensagens hormonais no corpo, conforme representação do sistema endócrino, de acordo com a Figura 03 (Colborn et al., 1997; Ghiselli, 2006).

Dados de pesquisas indicam que existe uma grande exposição humana a misturas de vários contaminantes ambientais, que podem interagir entre si aumentando a atividade estrogênica total de uma matriz ambiental. Neste caso, o tempo e, principalmente, o período em que o DE age sobre um organismo pode ser decisivo. Segundo Kortenkamp e Altenburger (1998), é difícil explicar os efeitos dos compostos estrogênicos principalmente quando avaliados separadamente (Valdés, 2014).

Estudos relatam que exposição a estrogênios é o principal fator de risco para o desenvolvimento de algumas doenças em mulheres como, câncer de mama e de útero, ovários policísticos, alteração de glândulas tireoides, crescimento folicular na ovulação e na fertilização, endometriose e efeitos neuro-comportamentais (Coleman et al., 2004; Singare, 2016; Rocha et al., 2018). Mulheres que engravidam enquanto tomam anticoncepcionais, como o 17α-etinilestradiol, podem gerar bebês com risco de desenvolver doenças de próstata quando adultos. Além de outros problemas como má-formação congênita e infertilidade, uma vez que os estrogênios afetam o desenvolvimento dos órgãos reprodutivos. Nessas circunstâncias, altos níveis de exposições podem prejudicar a gravidez e levar até ao aborto espontâneo (Daston, et al., 1997; Rocha et al., 2014).

Como hormônios executam suas funções pela interação com seus receptores que estão presentes nas células, qualquer desarranjo no sistema endócrino pode causar prejuízo fisiológico ao organismo. Principalmente durante os estágios iniciais do desenvolvimento, prejudicando a função e/ou o desenvolvimento dos sistemas reprodutivo, nervoso e imune. Neste caso, os dois grandes sistemas de controle, o sistema nervoso e o sistema endócrino, quando são afetados podem representar riscos tanto em humanos quanto em animais (Wei et al., 2018; Iwanowicz et al., 2019). Diversos estudos descrevem vias e rotas diversas para os compostos nos organismos, assim como os efeitos em baixa dose e grau de risco da exposição. Os mecanismos de ação dos DE vão depender do tipo de hormônio: hormônios peptídicos das catecolaminas; hormônios esteroides e tireoidianos. A ação desses hormônios vai diferir a rapidez na modificação metabólica e alteração na atividade da enzima. Dessa forma, receptores nucleares têm domínios que

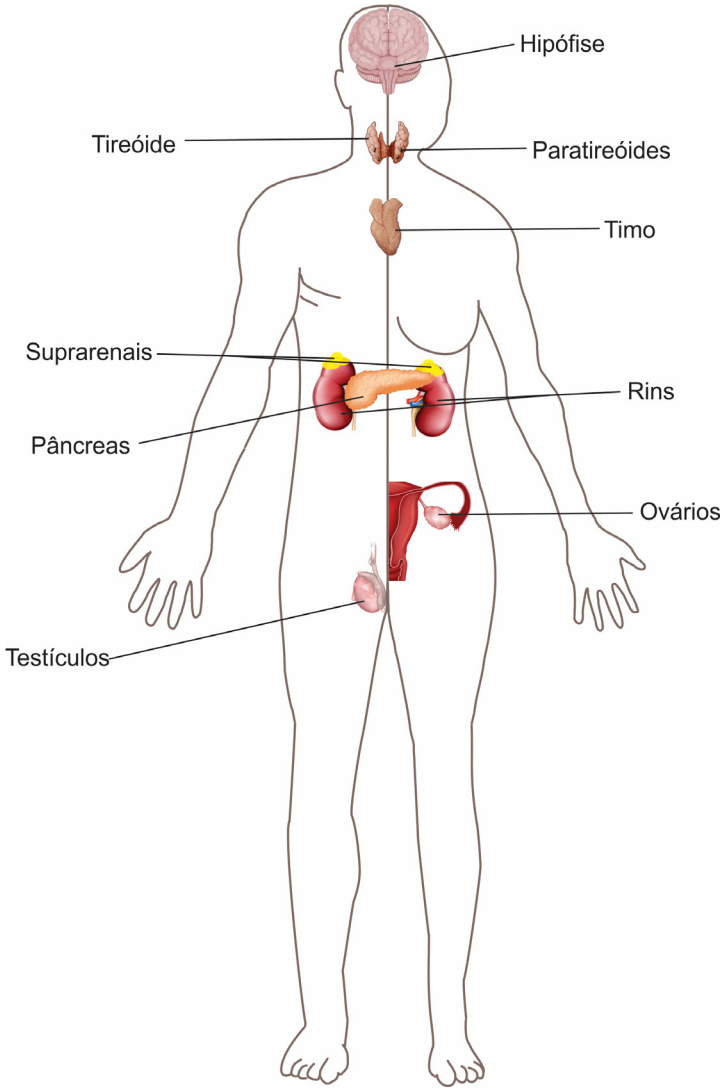


Figura 03. Representação do sistema endócrino.

interagem com elementos da transcrição, que influenciam a rapidez com que se produz a ação hormonal (Haley, 1988; Pickering e Sumpter, 2003; Johnson, 2004; Brent, 2012). A Figura 04 apresenta um dos mecanismos de ação dos DE.

Como uma das principais atuações dos hormônios, pode ser citada o desenvolvimento do sistema nervoso imunológico na fase embrionária. Logo, qualquer alteração nos estímulos enviados à produção dos hormônios nessa fase, pode provocar um desequilíbrio no volume produzido ou recebido e no tempo de resposta do hormônio, causando graves consequências ao indivíduo (Reis Filho,

2006; Silva e Collins, 2011). Em alguns países, efeitos observados em homens demonstraram que a contagem média de espermatozoides diminuiu pela metade, além disso, dobrou a incidência de má formação do sistema reprodutivo mascu-

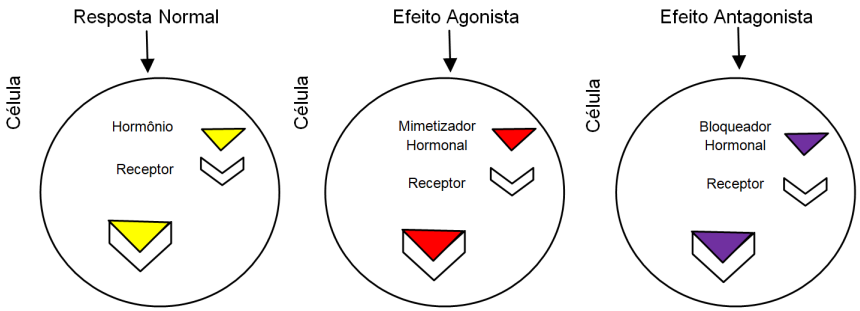


Figura 04. Mecanismos de ação dos desreguladores endócrinos.
Fonte: Adaptado de (BIRKETT e LESTER, 2003).

lino (ALVES et al., 2007). A exposição de homens adultos a substâncias estrogênicas pode ocasionar crescimento das mamas e interferência no funcionamento do sistema glandular, associado ao hipotálamo, hipófise e gônadas. Tais fatores podem ter como resultados a diminuição da libido, impotência, diminuição dos níveis de androgênios no sangue e diminuição na contagem de espermatozoides, além de câncer de próstata, desenvolvimento sexual anormal, redução de fertilidade masculina entre outros (Waring & Harris, 2005; Marques-Pinto, 2013).

Aos DE também é atribuída a interferência no nível de hormônio da tireoide, provocando alterações no crescimento e desenvolvimento de humanos. No caso dos hormônios sintéticos é ainda mais sério, pois estes afetam o sistema reprodutivo e também influenciam o sistema imunológico (Shi et al., 2014). Em humanos, os hormônios esteroides, androgênios e estrogênios regulam tanto o processo de desenvolvimento fetal, como a diferenciação sexual (Rodil, 2012). Segundo Miret et al., (2019), a incidência de câncer de mama está aumentando globalmente e a exposição a DE ganhou importância como fator de risco potencial. Ainda de acordo com os autores, é urgente o desenvolvimento de estratégias para reduzir exposição aos DE, a fim de promover a prevenção do câncer. E isto, deve ser realizado de forma conjunta com instituições que representem a ciência, medicina, indústria e governos. Além disso, é preciso fornecer informações a população sobre a presença de DE em produtos de consumo cotidianos e suas consequências, para reduzir o risco de exposição (Lapworth, 2012; Miret et al., 2019). A Tabela 02 apresenta concentrações de DE presentes em diversas matrizes ambientais.

Tabela 2: Concentrações de DE em diversas matrizes ambientais

DE	Estuário	Concentrações	Matriz	Referências
17β-estradiol (E2)	Rio Douro (Portugal)	≅ 5.5ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2012
	Río de la Plata (Argentina)	369.0 ng L^{-1}	Água	Valdés et al, 2014
	Rio Yangtze (China)	<0.30 ng g^{-1}	Sedimento	Shi et al, 2014
	Rio Mondego (Portugal)	2.8ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
17αetililestradiol (EE2)	Rio Ave (Portugal)	>10.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2013
	Rio Little (Australia)	<0.2 ng L^{-1}	Água	Ferguson et al, 2013
	Río de la Plata (Argentina)	43.0 ng L^{-1}	Água	Valdés et al, 2014
	Rio Yangtze (China)	<0.1 ng L^{-1}	Água	Shi et al, 2014
	Rio Yangtze (China)	<0.7 ng g^{-1}	Sedimento	Shi et al, 2014
	Rio Mondego (Portugal)	4.4ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
Nonilfenol	Rio Ave (Portugal)	>250.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2013
	Rio Sado (Portugal)	>230.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2013
	Rio Douro (Portugal)	>550.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2012
	Rio Daliao (China)	83.6-777.0 ng L^{-1}	Água	Caldwell et al, 2012
	Rio Daliao (China)	1.5-456.0 ng g^{-1}	Sedimento	Caldwell et al, 2012
	Taiwan	<3.3-1178.7 ng L^{-1}	Água	Hsieh et al,2013
	Rio Mondego (Portugal)	18.1ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
	Rio Nakdong (Corea)	137.1-10931.5 ng L^{-1}	Água	Kim et al, 2013
	Rio Suyoung (Corea)	144.0- 2469.6 ng L^{-1}	Água	Kim et al, 2013
	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	91.9-193.7 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	197.8-257.2 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
Sitosterol	Rio Ave (Portugal)	>6.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2013
	Rio Mondego (Portugal)	3.1ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
Estrona (E1)	Rio Sado (Portugal)	>10.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2013
	Rio Leça (Portugal)	>10.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al,2012
	Rio Little (Australia)	2.5-23.2 ng L^{-1}	Água	Ferguson et al, 2013
	Rio Yangtze (China)	<1.5ng L^{-1}	Água	Shi et al, 2014
	Rio Yangtze (China)	<1.9ng g^{-1}	Sedimento	Shi et al, 2014
	Rio Mondego (Portugal)	3.2ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
Tributilestanho (TBT)	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	8.0-28.0ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	1599.0-9377.0 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
Bisfenol A (BPA)	Rio Daliao (China)	29.2-124.0 ng L^{-1}	Água	Caldwell et al, 2012
	Rio Daliao (China)	3.7-25.3 ng g^{-1}	Sedimento	Caldwell et al, 2012
	Rio Yangtze (China)	0.98-43.8ng L^{-1}	Água	Shi et al, 2014
	Rio Yangtze (China)	1.2-6.5ng g^{-1}	Sedimento	Shi et al, 2014
	Rio Mondego (Portugal)	2.4ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	0.01 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	0.04 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Líbano	Entre 50 a 1370 ng L^{-1}	Água de garrafa PET	Dhaini, Nassif, 2014
4-t-butilfenol	Rio Daliao (China)	3.4-10.6 ng L^{-1}	Água	Caldwell et al, 2012
	Rio Daliao (China)	1.9-2.1 ng g^{-1}	Sedimento	Caldwell et al, 2012
4-t-octilfenol	Rio Daliao (China)	0.5-25.6 ng L^{-1}	Água	Caldwell et al, 2012
	Rio Daliao (China)	0.7-12.1 ng g^{-1}	Sedimento	Caldwell et al, 2012
	Rio Mondego (Portugal)	4.8ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
	Rio Dahan (Taiwan)	<1.0-1458.7 ng L^{-1}	Água	Hsieh et al,2013
	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	<0.01 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	0.02 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
4-n-octilfenol	Rio Mondego (Portugal)	2.0ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014

Tabela 2: Continuação

2,4-diclorofenol	Rio Daliao (China)	4.6-63.4 ng L^{-1}	Água	Caldwell et al, 2012
	Rio Daliao (China)	1.2-2.6 ng g^{-1}	Sedimento	Caldwell et al, 2012
Formononetina	Rio Mondego (Portugal)	8.6ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
Biochanin A	Rio Mondego (Portugal)	4.6ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
Daidzein	Rio Mondego (Portugal)	4.1ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
Genistein	Rio Mondego (Portugal)	3.8ng L^{-1}	Água	Rocha et al, 2014
Dibutilestanho	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	3.0-4.0 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	463.0-2380.0 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
Monobutiltin	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	4.0-7.0 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	116.0-503.0 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
Ftalato de dietilo	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	2551.3-6218.1 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	484.1-1665.0 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
Ftalato de dibutilo	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	998.23-1010.1 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	175.6-736.6 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
Di-2-etil-hexil Ftalato	Baía de Biscay, Gernika (Espanha)	688.0-8871.2 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
	Baía de Biscay, Arrilluze (Espanha)	1484.2-2529.7 ng g^{-1}	Sedimento	Puy-Azurmendi et al, 2013
Tebuconazol	China	0,5 a 1,84mg L^{-1}	Daniorerio	Li et al,2019
Herbicidas	Lagoa costeira Saccadi Goro (Itália)	<LD- 694.32 ng L^{-1}	Água	Carafa et al. 2007
	Lagoa costeira Saccadi Goro (Itália)	<LD-9.36µg kg^{-1}	Sedimentos	Carafa et al. 2007
	Lagoa costeira Saccadi Goro (Itália)	<LD- 72.77 µg kg^{-1}	Bivalve	Carafa et al. 2007
	Lagoa costeira Saccadi Goro (Itália)	<LD- 312.69 µg kg^{-1}	Alga	Carafa et al. 2007
	Mar Adriático	<LD-234.50 ng L^{-1}	Água	Carafa et al. 2007
Baía de Guanabara				
Diclofenaco e Naproxeno	Rio de Janeiro/Niterói (Brasil)	< LOD a 100 µg L^{-1}	Água do mar	Stumpf et al,1999
Sete indicadores de PCB's congêneres, DDT e seus metabólicos	Duque de Caxias/Guapimirim (Brasil)	184.16 -37.40 ng g^{-1}	Sedimentos de manque	Souza et al,2008
	Duque de Caxias/Guapimirim (Brasil)	570.62 e 98.22 ng g^{-1}	Ovo de caranguejo	Souza et al,2008
Atividade estrogênica	Enseada de Jurujuba	EQE2 = 0,5 a 3,2 ng L^{-1}	Água do mar	Nascimento et al, 2018
Tributilestanho (TBT) Trifenilestanho (TPT)	Baía de Guanabara, Brasil	10–522 (TBT) ng g d.w.	Sedimentos	Fernandez et al,2005
		<3.9–39.4 (TPT) ng g d.w.		
		Imposexpênis de 42,7 a 107,6ng g d.w.	Gastrópoda	
Pesticidas Organoclorados e metabólicos do DDT	Baía de Guanabara, Brasil	6,6 ng g f.w.	sardinha (Sardinella brasiliensis)	Ferreira et al,2019
		7,5 ng g f.w.	corvina (Micropogoniasfurnieri)	
		2,8 ng g f.w.	tainha (Mugilliza)	
Bifenilospoliclorados (PCBs)	Baía de Guanabara, Brasil	<0.1 - 2800pg g^{-1}	Bivalves	Galvão et al,2012

5. IMPACTOS NOS ANIMAIS

Estudos em animais têm demonstrado que DE afetam os hormônios responsáveis pelo desenvolvimento gonadal masculino e feminino, por meio da interação direta com receptores hormonais ou por meio de modos de ação reguladores epigenéticos e do ciclo celular (Safaris et al.,2017; Li et al., 2019). Atualmente, tem ocorrido expressivo aumento no número de experimentos em laboratórios com objetivo de avaliar os possíveis efeitos de certas substâncias químicas na função endócrina de invertebrados como, peixes, répteis, pássaros e mamíferos, podendo induzir irreversivelmente a esterilização ou redução na reprodução (Routledge et al., 1998; Campos et al., 2019; Yang et al., 2019; Zhou et al., 2019). De acordo com Nogueira (2003), um efeito bastante discutido é a masculinização de espécies fêmeas ou feminização de machos (Huang et al., 2019).

Segundo Safaris et al. (2017), os DE estão incluídos no grupo de substâncias com potenciais para efeitos nocivos à saúde da população humana. O grande desafio nesses estudos está relacionado à diversidade estrutural das substâncias químicas de várias fontes diferentes e as concentrações abaixo do limite de detecção para as metodologias analíticas convencionais utilizadas. Os desafios nas análises dos DE levaram ao desenvolvimento de técnicas analíticas eficientes para identificar e quantificar substâncias e os efeitos dos potenciais estrogênicos em diferentes matrizes ambientais (Silva e Collins, 2011; Shi et al., 2014). Com o aperfeiçoamento de metodologias analíticas na identificação/quantificação de substâncias em baixas concentrações em diversas matrizes ambientais, uma gama de DE passaram a fazer parte de estudos em importantes e diferentes áreas da pesquisa (Malaj et al., 2014; Noguera-Oviedo & Aga, 2016).

Atualmente, para a identificação/quantificação de DE, técnicas analíticas, tais como análises cromatográficas (CG e CLAE) aliadas ao preparo da amostra com etapas de extração, *clean up* e concentração desses compostos são largamente utilizadas para diferentes matrizes ambientais (Holler et al., 2009), devido à complexidade e presença de diversas outras substâncias, muitas vezes em maiores concentrações, nas amostras ambientais que podem interferir na determinação de substâncias em baixíssimas concentrações, essas metodologias analíticas estão em constante desenvolvimento.

Se o objetivo for avaliar se uma substância simples ou uma combinação de substâncias em uma matriz ambiental exibem o potencial de causar efeitos adversos na saúde de humanos e outros animais, os ensaios in vivo e in vitro são os mais apropriados para esse fim. Sendo assim, o uso em conjunto de técnicas analíticas e en-

saios biológicos (*in vitro* e *in vivo*) subsidiará a discussão na comunidade cientifica sobre quais concentrações de DE causam efeitos negativos aos organismos expostos, auxiliando os órgãos legisladores e de controle ambiental na avaliação dos riscos de exposição da população e no estabelecimento de valores de referência.

Por meio de vários métodos de ensaios in vitro e in vivo é possível identificar os efeitos de uma grande variedade de substâncias químicas naturais e sintéticas presentes no ambiente. Nesse sentido, a pesquisa sobre contaminantes emergentes vêm recebendo especial atenção de cientistas de diferentes áreas, devido a seus efeitos adversos a seres humanos e a vida selvagem (Vandenberg et al., 2013).

REFERÊNCIAS

ALOFE, O; KISANGA, E; INAYAT-HUSSAIN, S. H; FUKUMURA, M; GARCIA-MILIAN, R; PERERA, L; VASILIOU, V; WHIRLEDGE, S (2019). Determining the endocrine disruption potential of industrial chemicals using an integrative approach: Public databases, in vitro exposure, and modeling receptor interactions. Environment International, 131, 104969. doi: 10.1016/j.envint. 2019.104969

ALVES, C; FLORES, L. C; CERQUEIRA, T. S; TORALLES, M. B. P. (2007). Exposição ambiental a interferentes endócrinos com atividade estrogênica e sua associação com distúrbios puberais em crianças. Cadernos de Saúde Pública, 23(5), 1005–1014. doi: 10.1590/s0102-311x2007000500003

BILA, D. M; DEZOTTI, M. 2007. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e conseqüências. Química Nova (Impresso), v. 30, p. 651-666, 2007.

BOGER, B; TONIN, F. S; ZAMORA, P.G. P; WAGNER, R; GOMES, E. C.(2015). Micro-poluentes emergentes de origem farmacêutica em matrizes aquosas do Brasil – Uma revisão sistemática. Cienc. Nat. (St. Maria, Braz.) Vol 37, 3, 725. doi: http://dx.doi.org/105902/2179460X18174

BRENT, G. A. (2012). Mechanisms of thyroid hormone action. Journal of Clinical Investigation, 122(9), 3035–3043. doi:10.1172/jci60047

CAMPOS, J. M; QUEIROZ, S. C. N; ROSTON, D. M. (2019). Removal of the endocrine disruptors ethinyl estradiol, bisphenol A, and levonorgestrel by subsurface constructed wetlands. Science of The Total Environment, 693, 133514. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.320

COLBORN, T; DUMANOSKI, D; MYERS, J.P. (1996). Our Stolen Future: Are We Threatening Our Fertility, Intelligence and Survival? - a Scientific Detective Story. repository.library.georgetown.edu

COLEMAN, F. C; FIGUEIRA, W.F; UELAND, J.S; CROWDER, L.B (2004). The Impact of United States Recreational Fisheries on Marine Fish Populations. Science, 305(5692), 1958–1960. doi:10.1126/science.1100397

COMBALBERT, S; HERNANDEZ-RAQUET, G. (2010). Occurrence, fate, and biodegradation of estrogens in sewage and manure. Applied Microbiology and Biotechnology, 86(6), 1671–1692. doi:10.1007/s00253-010-2547-x

DASTON, G. P; GOOCH, J. W; BRESLIN, W. J; SHUEY, D. L; NIKIFOROV, A. I; FICO, T. A; GORSUCH, J. W. (1997). Environmental estrogens and reproductive health: A discussion of the human and environmental data. Reproductive Toxicology, 11(4), 465–481. doi:10.1016/s0890-6238(97)00014-2

FORBES, V. E; BRAIN, R; EDWARDS, D; GALIC, N; HALL, T; HONEGGER, J; MEYER, C; NACCI, D; PASTOROK, R; PREUSS, T.G; RAILSBACK, S.F; SALICE, C; SIBLY, R.M; TENHUMBERG, B; THORBEK, P; WANG, M. (2015). Assessing pesticide risks to threatened and endangered species using population models: Findings and recommendations from a CropLife America Science Forum. Integrated environmental assessment and management, 11(3), 348-354. https://doi.org/10.1002/ieam.162

GHISELLI, G; JARDIM, W. F. (2007). Interferentes endócrinos no ambiente. Química Nova, 30(3), 695–706. doi: 10.1590/s0100-40422007000300032

GONG, X; WEX, H; MÜLLER, T; WIEDENSOHLER, A; HÖHLER, K; KANDLER, K; MA, N; DIETEL, B; SCHIEBEL, T; MÖHLER, O; STRATMANN, F (2019): (Supplement 07) Ice nucleating particle spectra (INSEKT) at Paphos, Cyprus, during March-April 2017. PANGAEA, https://doi.org/10.1594/PANGAEA.904785, In : Gong, X et al. (2019): Characterization of aerosol properties at Cyprus, focusing on cloud condensation nuclei and ice-nucleating particles. Atmospheric Chemistry and Physics, 19(16), 10883-10900, https://doi.org/10.5194/acp-19-10883-2019

GORE, A. C; OUNG, T; WOLLER, M. J. (2002). Age-Related Changes in Hypothalamic Gonadotropin-Releasing Hormone and N-Methyl-d-Aspartate Receptor Gene Expression, and their Regulation by Oestrogen, in the Female Rat. Journal of Neuroendocrinology, 14(4), 300–309. doi:10.1046/j.1365-2826.2002.00777.x

HADLEY, M. E. General mechanisms of hormone action. In: Endocrinology. 2.ed. New Jersey (US): Editora Prentice Hall. 1988. Cap. 4, p. 56-84.

HALEM, Z. M; ROSS, D. J; COX, R. L. (2014). Evidence for intraspecific endocrine disruption of Geukensia demissa (Atlantic ribbed mussel) in an urban watershed. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology, 175, 1–6. doi:10.1016/j.cbpa.2014.04.016

HIRATA, R. C. A. (2001) Oito perguntas e oito tentativas de respostas sobre a vulnerabilidade à poluição de aquífero. In: I Seminario - Taller: Protección de Acuíferos frente a la contaminación, Toluca, Mexico.

HOLLER, F. J; SKOOG, D.A; CROUCH, S.R. (2009). Princípios de análise instrumental. 6 ed. Porto Alegre: Bookman, 1055 p. ISBN 9788577804603.

HUANG, GUO-YONG; LIU, YOU-SHENG; LIANG, YAN-QIU; SHI, WEN-JUN; YANG, YUAN-YUAN; LIU, SHUANG-SHUANG; HU, LI-XIN; CHEN, HON-

G-XING; XIE, L; YING, GUANG-GUO. (2019). Endocrine disrupting effects in western mosquitofish Gambusia affinis in two rivers impacted by untreated rural domestic wastewaters. Science of The Total Environment, 683, 61–70. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.05.231

IWANOWICZ, L. R; PINKNEY, A. E; GUY, C. P; MAJOR, A. M; MUNNEY, K; BLAZER, V. S; ALVAREZ, D.A; WALSH, H.L; SPERRY, A; BRAHAM, R; SANDERS,L.R; SMITH, D. R. (2019). Temporal evaluation of estrogenic endocrine disruption markers in smallmouth bass (Micropterus dolomieu) reveals seasonal variability in intersex. Science of The Total Environment, 646, 245–256. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.167

JOHNSON, C. (2004). Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Processes. In: J. W. BIRKETT AND J. N. LESTER, eds. 2003. Lewis Publishers/CRC Press, Boca Raton, FL. 295 pp.hardcover. Environmental Practice, 6(4), 325–326. doi:10.1017/s1466046604230502

KÖCK-SCHULMEYER, M; POSTIGO, C; FARRÉ, M; BARCELÓ, D; LÓPEZ DE ALDA, M. (2019). Medium to highly polar pesticides in seawater: Analysis and fate in coastal areas of Catalonia (NE Spain). Chemosphere, 215, 515–523. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.10.049

KORTENKAMP, A; ALTENBURGER, R. (1998). Synergisms with mixtures of xenoestrogens: A reevaluation using the method of isoboles. Science of The Total Environment, 221(1), 59–73. doi:10.1016/s0048-9697(98)00261-7

LAPWORTH, D. J; BARAN, N; STUART, M. E; WARD, R. S. (2012). Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. Environmental Pollution, 163, 287–303. doi:10.1016/j.envpol.2011.12.034

LI, S; SUN, Q; WU, Q; GUI, W; ZHU, G; SCHLENK, D. (2019). Endocrine disrupting effects of tebuconazole on different life stages of zebrafish (Danio rerio). Environmental Pollution. doi:10.1016/j.envpol.2019.03.067

LIU, L; SHAWKI, D; VOULGARAKIS, A; KASOAR, M; SAMSET, B. H; MYHRE, G; FOSTER, P; HONDNEBROG, O; SILLMANN, J; AALBERGSJO, S; BOUCHER, O; FALUVEGI, G; IVERSEN, T; KIRKEVAG, A; LAMARQUE, J; OLIVIÉ, D; RICHARDSON, T; SHINDELL, D; TAKEMURA, T. (2018). A PDRMIP Multimodel Study on the Impacts of Regional Aerosol Forcings on Global and Regional Precipitation. Journal of Climate, 31(11), 4429–4447. doi:10.1175/jcli-d-17-0439.1

LUO, S; FAN, Y; CHANG, W; LIAO, H; KANG, H; HUO, L.(2019) Classification of human stomach cancer using morphological feature analysis from optical coherence tomography images. Laser Physics Letters, Volume 16, Number 9. doi.org/10.1088/1612-202X/ab3638

MACIEL, A. B. C; FELIPE, J. A; LIMA, Z. M. C.(2015) Os Problemas de Saneamento e seus Impactos sobre a Saúde Pública do Município de Dona Inês/PB. Revista Okara: geografia em debate, v. 9, n. 3, p. 524-541.

MALAJ, E; VON DER OHE, P. C; GROTE, M; KÜHNE, R; MONDY, C. P; USSEGLIO-
-POLATERA, P; BRACK, W; SCHÄFER, R. B. (2014). Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. Proceedings of the National Academy of Sciences, 111(26), 9549–9554. doi:10.1073/pnas.1321082111.

MARQUES-PINTO, A; CARVALHO, D. (2013). Human infertility: are endocrine disruptors to blame? Endocrine Connections, 2(3), R15–R29. doi:10.1530/ec-13-0036

NÖDLER, K; VOUTSA, D; LICHA, T. (2014). Polar organic micropollutants in the coastal environment of different marine systems. Marine Pollution Bulletin, 85(1), 50–59. doi: 10.1016/j.marpolbul. 2014.06.024

NOGUEIRA, J.M.F. (2003) Desreguladores endócrinos: efeitos adversos e estratégias para monitorização dos sistemas aquáticos. Química, v.88, p.65-71

NOGUERA-OVIEDO, K; AGA, D. S. (2016). Lessons learned from more than two decades of research on emerging contaminants in the environment. Journal of Hazardous Materials, 316, 242–251. doi:10.1016/j.jhazmat.2016.04.058

OMAR, S. A; WEBB, A. J; LUNDBERG, J. O; WEITZBERG, E. (2015). Therapeutic effects of inorganic nitrate and nitrite in cardiovascular and metabolic diseases. Journal of Internal Medicine, 279(4), 315–336. doi:10.1111/joim.12441

PETRIE, B; LOPARDO, L; PROCTOR, K; YOUDAN, J; BARDEN, R; KASPRZYK-
-HORDERN, B. (2019). Assessment of bisphenol-A in the urban water cycle. Science of The Total Environment, 650, 900–907. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.011

PICKERING, A. D; SUMPTER, J. P. (2003). Peer Reviewed: Comprehending endocrine disruptors in aquatic environments. Environmental Science & Technology, 37(17), 331A–336A. doi:10.1021/es032570f

PIVA, G; BELLADONNA, S; FUSCONI, G; SICBALDI, F. (1993). Effects of Yeast on Dairy Cow Performance, Ruminal Fermentation, Blood Components, and Milk Manufacturing Properties. Journal of Dairy Science, 76(9), 2717–2722. doi:10.3168/jds.s0022-0302(93)77608-0

RASHEED, A; OGBONNAYA, F. C; LAGUDAH, E; APPELS, R; HE, Z. (2018). The goat grass genome's role in wheat improvement. Nature Plants, 4(2), 56–58. doi:10.1038/s41477-018-0105-1

REIS FILHO, R. W; ARAÚJO, J.C; VIEIRA, E. M. (2006) Hormônios sexuais estrógenos: contaminantes bioativos. Quim. Nova, Vol. 29, No. 4, 817-822

ROCHA, B. A; ASIMAKOPOULOS, A. G; HONDA, M; DA COSTA, N. L; BARBOSA, R. M; BARBOSA, F; KANNAN, K. (2018). Advanced data mining approaches in the assessment of urinary concentrations of bisphenols, chlorophenols, parabens and benzophenones in Brazilian children and their association to DNA damage. Environment International, 116, 269–277. doi: 10.1016/j.envint. 2018.04.023

ROCHA, M. J; CRUZEIRO, C; REIS, M; PARDAL, M. A; ROCHA, E. (2014). Spatial and seasonal distribution of 17 endocrine disruptor compounds in an urban estuary (Mon-

dego River, Portugal): evaluation of the estrogenic load of the area. Environmental Monitoring and Assessment, 186(6), 3337–3350. doi: 10.1007/s10661-014-3621-0

RODIL, I. F; JARAMILLO, E; ACUÑA, E; MANZANO, M; VELASQUEZ, C. (2016). Long-term responses of sandy beach crustaceans to the effects of coastal armouring after the 2010 Maule earthquake in South Central Chile. Journal of Sea Research, 108, 10–18. doi:10.1016/j.seares.2015.12.007

ROUTLEDGE, E. J; PARKER, J; ODUM, J; ASHBY, J; SUMPTER, J. P. (1998). Some Alkyl Hydroxy Benzoate Preservatives (Parabens) Are Estrogenic. Toxicology and Applied Pharmacology, 153(1), 12–19. doi:10.1006/taap.1998.8544

SERVOS, M. R; BENNIE, D. T; BURNISON, B. K; JURKOVIC, A; MCINNIS, R; NEHELI, T; SCHNELL, A; SETO, P; SMYTH, S. A; TERNES, T. A. (2005). Distribution of estrogens, 17β-estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants. Science of The Total Environment, 336(1-3), 155–170. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.05.025

SHAO, Y; CHEN, Z; HOLLERT, H; ZHOU, S; DEUTSCHMANN, B; SEILER, THOMAS-BENJAMIN. (2019). Toxicity of 10 organic micropollutants and their mixture: Implications, for aquatic risk assessment. Science of The Total Environment. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.047

SHI, J; LIU, X; CHEN, Q; ZHANG, H. (2014). Spatial and seasonal distributions of estrogens and bisphenol A in the Yangtze River Estuary and the adjacent East China Sea. Chemosphere, 111, 336–343. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.04.046

SIFAKIS, S; ANDROUTSOPOULOS, V. P; TSATSAKIS, A. M; SPANDIDOS, D. A. (2017). Human exposure to endocrine disrupting chemicals: effects on the male and female reproductive systems. Environmental Toxicology and Pharmacology, 51, 56–70. doi: 10.1016/j.etap. 2017.02.024

SILVA, C. G. A. DA; COLLINS, C. H. (2011). Aplicações de cromatografia líquida de alta eficiência para o estudo de poluentes orgânicos emergentes. Química Nova, 34(4), 665–676. doi:10.1590/s0100-40422011000400020

SINGARE, P. U. (2016). Distribution and risk assessment of suspected endocrine-disrupting pesticides in creek water of Mumbai, India. Marine Pollution Bulletin, 102(1), 72–83. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.11.055

SODRÉ, F. F; PESCARA, I. C; MONTAGNER, C. C; JARDIM, W. F. (2010). Assessing selected estrogens and xenoestrogens in Brazilian surface waters by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. Microchemical Journal, 96(1), 92–98. doi: 10.1016/j.microc. 2010.02.012

SOUSA, J. C. G; RIBEIRO, A. R; BARBOSA, M. O; RIBEIRO, C; TIRITAN, M. E; PEREIRA, M. F. R; SILVA, A. M. T. (2019). Monitoring of the 17 EU Watch List contaminants of emerging concern in the Ave and the Sousa Rivers. Science of The Total Environment. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.08.309

STUMPF, M; TERNES, T. A; WILKEN, ROLF-DIETER; RODRIGUES, S.V; BAUMANN,

W. (1999). Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. Science of The Total Environment, 225(1-2), 135–141. doi:10.1016/s0048-9697(98)00339-8

SUMPTER, J. P. (1998). Xenoendocrine disrupters — environmental impacts. Toxicology Letters, 102-103, 337–342. doi:10.1016/s0378-4274(98)00328-2

TAHERAN, M; NAGHDI, M; BRAR, S. K; VERMA, M; SURAMPALLI, R. Y. (2018). Emerging contaminants: Here today, there tomorrow! Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, 10, 122–126. doi:10.1016/j.enmm.2018.05.010

TERNES, T; STUMPF, M., MUELLER, J; HABERER, K; WILKEN, R.-D; SERVOS, M. (1999). Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants — I. Investigations in Germany, Canada and Brazil. Science of The Total Environment, 225(1-2), 81–90. doi:10.1016/s0048-9697(98)00334-9

VALCARCE, D. G; VUELTA, E; ROBLES, V; HERRÁEZ, M. P. (2017). Paternal exposure to environmental 17-alpha-ethinylestradiol concentrations modifies testicular transcription, affecting the sperm transcript content and the offspring performance in zebrafish. Aquatic Toxicology, 193, 18–29. doi: 10.1016/j.aquatox. 2017.09.025

VALDÉS, M. E; MARINO, D. J; WUNDERLIN, D. A; SOMOZA, G. M; RONCO, A. E; CARRIQUIRIBORDE, P. (2014). Screening Concentration of E1, E2 and EE2 in Sewage Effluents and Surface Waters of the "Pampas" Region and the "Río de la Plata" Estuary (Argentina). Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 94(1), 29–33. doi: 10.1007/s00128-014-1417-0

VANDENBERG, L. N; COLBORN, T; HAYES, T. B; HEINDEL, J. J; JACOBS, D. R; LEE, DUK-HEE; MYERS, J.P; SHIODA, T; SOTO, A.M; VOM SAAL, F.S; WELSHONS, W.V; ZOELLER, R. T. (2013). Regulatory decisions on endocrine disrupting chemicals should be based on the principles of endocrinology. Reproductive Toxicology, 38, 1–15. doi:10.1016/j.reprotox.2013.02.002

WARING, R. H; HARRIS, R. M. (2005). Endocrine disrupters: A human risk? Molecular and Cellular Endocrinology, 244(1-2), 2–9. doi:10.1016/j.mce.2005.02.007

WEI, P; ZHAO, F; ZHANG, X; LIU, W; JIANG, G; WANG, H; RU, S (2018). Transgenerational thyroid endocrine disruption induced by bisphenol S affects the early development of zebrafish offspring. Environmental Pollution 243: 800-808. https:// doi: 10.1016/j.envpol.2018.09.042.

YANG, J; ZHONG, W; CHEN, P; ZHANG, Y; SUN, B; LIU, M; ZHU, Y; ZHU, L. (2019). Graphene oxide mitigates endocrine disruption effects of bisphenol A on zebrafish at an early development stage. Science of The Total Environment, 697, 134158. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.134158

ZHOU, GUANG-JIE; LI, XIAO-YAN; LEUNG, K. M. Y. (2019). Retinoids and oestrogenic endocrine disrupting chemicals in saline sewage treatment plants: Removal efficiencies and ecological risks to marine organisms. Environment International, 127, 103–113. doi:10.1016/j.envint.2019.03.030

POLUIÇÃO POR RESÍDUOS SÓLIDOS NA BAÍA DE GUANABARA

Diego Gomes de Carvalho
Kidian Medeiros
Lucas Chiarelli de Oliveira
Helio Heringer Villena
Gustavo Vaz Melo
Thiago L. Drabinski
Estefan Monteiro da Fonseca
José Antonio Baptista Neto

Ao longo da história, os resíduos gerados nas primeiras civilizações não eram considerados motivos de preocupação, pois se tratavam de materiais de rápida decomposição. Posteriormente, a grande produção e consumo de produtos industrializados se tornou sinônimo de êxito e sucesso individual. Isto reflete uma tônica que se intensificou nas décadas 1960/1970, de uma sociedade que classifica sucesso através do consumo de produtos que passaram a ter um menor tempo de vida útil. Ainda nesta época, ignorou-se a ameaça que os resíduos gerados poderiam oferecer a espécie humana, uma vez que os mares sempre foram considerados depósitos ilimitados de lixo, devido ao seu tamanho. Mais recentemente, registros feitos por diversas organizações mostram que os acúmulos de rejeito ao redor do globo não podem ser mais ignorados, e seus impactos estão sendo cada vez mais sentidos pelos organismos vivos.

Um exemplo claro do quadro supra exposto é a chamada ilha de lixo do Pacífico. Também conhecida como *Great Pacific Garbage Patch*, esta representa uma área entre as ilhas havaianas e o litoral da Califórnia, onde flutuam dejetos plásticos proveniente das costas marítimas. Sua existência é de difícil detecção e registro, uma vez que os satélites não possuem a capacidade de encontrar sua presença. Essa grande massa de lixo flutuante somente pode ser avistada a partir de embarcações marítimas. Seu acúmulo neste ponto se deve ao giro oceânico devido às correntes oceânicas. Este vasto depósito de lixo plástico que roda no Oceano Pacífico cresce rapidamente e atualmente possui uma área equivalente a

mais do que a França, Alemanha e a Espanha juntas. Na ilha existem um total de 1,8 bilhões de peças de plástico pesando 80.000 toneladas.

Lixo é todo o resíduo produzido pelo homem, ou seja, é o resultado de todas as atividades de subsistência humana, principalmente em regiões de aglomerações (rurais/urbanas). Estão incluídos nesta classe: restos de alimentos, papéis, vidros, plásticos, entulhos, latas e metais, madeira alterada, entre outros. Ele pode ser encontrado nos estados sólidos ou semissólidos. São ainda classificados em doméstico, público, especial, comercial/industrial, que pode ser subdividido em resíduos perigosos não–inerte e inerte os quais, por sua vez, receberão tratamento químico, físico ou biológico (Bananki, 1989).

Dentre os problemas oriundos da disposição imprópria de grandes quantidades de resíduos, pode-se destacar: poluição do ar e do solo, contaminação das águas superficiais e subterrâneas, proliferação de vetores, intoxicação da biota, poluição visual e sonora, desvalorização imobiliária, descaracterização paisagística e desequilíbrio ecológico, etc. (Sisinno, 2002).

A poluição marinha causada por resíduos sólidos é um crescente problema, de escala global e que gera impactos intergeracionais. O lixo marinho é exclusivamente de origem antrópica e pode ser classificado em marinho e terrígeno. Os resíduos sólidos provenientes de embarcações, plataformas de petróleo e gás formam as fontes marinhas, enquanto as fontes terrígenas incluem usuários de praias, drenagem urbana, atividade agrícola, lançamento de esgoto e a disposição imprópria do lixo em terra (Santos et al., 2008) onde o transporte destes materiais até o oceano ocorre por meio de rios, drenagens, sistemas de esgoto, vento entre outros.

A profusão de materiais de fácil produção e baixo custo propiciou uma avalanche de resíduos poluentes como o lixo plástico. Atualmente, com uma produção que cresce cerca de 5% ao ano (Andrady e Neal, 2009) os plásticos constituem a categoria de lixo marinho que mais se destaca em todo o globo. O seu nome é comumente usado para descrever uma ampla gama de materiais sintéticos ou semissintéticos de hidrocarbonetos, que são usados em uma enorme e crescente variedade de aplicações. São produzidos pelo processo químico conhecido como polimerização, no qual são utilizados materiais facilmente moldados através do calor e da pressão. A partir da segunda metade do século XX, sua produção passou a crescer de forma exponencial devido ao seu baixo custo e suas diversas propriedades úteis, como durabilidade, resistência, isolamento elétrico, entre outras, seu uso tornou-se generalizado e sua produção mundial tem crescido a cada ano (Derraik, 2002; Andrady e Neal, 2009; Plastic Europe, 2018).

Atualmente estima-se que a produção de resinas plásticas no mundo seja de 260 milhões de toneladas. Desse total, 26% são produzidos pela China que lidera a produção mundial, seguida pela Europa (União Europeia, Noruega e Suíça), com 20% e o bloco econômico NAFTA (composto por EUA, Canadá e México), com 19%. O Brasil representa 2,4% da produção mundial, sendo as resinas dos polímeros e materiais de engenharia os principais materiais produzidos (Abiplast, 2017).

Há uma grande variedade de polímeros com diferentes características e utilidades. Os que apresentam destaque no consumo mundial são o Polietileno de alta densidade (PEAD), Polietileno de baixa densidade (PEBD), BPolipropileno (PP), Politereftalato de etileno (PET), Policloreto de vinila (PVC) e Poliestireno (PS) (da Silva Spinacé e de Paoli, 2005). No Quadro 1 estão indicados tais polímeros, juntamente com seus respectivos códigos de identificação da coleta seletiva, percentual de consumo e principais aplicações.

Polímero	Identificação e Simbologia	Percentual de Consumo (%)	Principais aplicações
Poli (tereftalato de etileno)	1 PET	6,9	- Embalagens de água e refrigerantes; - Fibras têxteis.
Polietileno de alta densidade	2 PEAD	14,6	- Embalagens; - Recipientes; - Contentores.
Policloreto de vinila	3 PVC	13	- Embalagens de produtos de higiene; - Tubulações.
Polietileno de baixa densidade	4 PEBD	9,5	- Embalagens; - Sacolas; - Brinquedos.
BPolipropileno	5 PP	19,4	- Embalagens; -Tubulações; - Carpete;
Poliestireno	6 PS	5	- Embalagens de cosméticos; - Eletrodomésticos.
Outros	7 OUTROS	31,6	- Chinelos de dedo; - Enchimento de elementos estruturais em obras; - Isolante térmico.

Quadro 1. Os tipos de polímeros. Fonte: Abiplast, 2017. Adaptado de Olivatto, 2017

É de fácil percepção o acúmulo de lixo marinho, principalmente plástico em ambientes terrestres, em mar aberto, na orla costeira, mesmo nas mais remotas ilhas e no fundo do mar (Barnes et al., 2009). No oceano aberto, a abundância, distribuição e variabilidade temporal e espacial de detritos de plástico são pouco conhecidos, apesar de uma maior sensibilização para o problema (Law et al., 2010).

1. LIXO NA BAÍA DE GUANABARA

A Baía de Guanabara é uma das maiores baías do litoral brasileiro. No entanto, é considerada um dos ambientes mais degradados do país. O desenvolvimento acelerado dos centros urbanos no entorno da Baía de Guanabara tem provocado vários impactos ambientais nos últimos cem anos. Sobre a sua degradação ambiental, sabe-se que o derramamento de óleo, o lançamento de efluentes domésticos (esgoto) e industriais (metais pesados), ambos sem o devido tratamento, e o lixo, que flutua em suas águas, compõem os principais problemas que afetam esse rico ecossistema.

No entorno da Baía de Guanabara (BG), se encontram os municípios do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, Magé, Niterói, São Gonçalo e Itaboraí, que juntos albergam mais de onze milhões de habitantes. A Baía recebe diariamente, aproximadamente, 18m³/s de esgotos domésticos, dos quais apenas 25% recebem tratamento secundário, nos mais de quarenta rios que desaguam diretamente carreando dejetos sólidos e esgotos não tratados. A carga de esgoto e lixo são elementos que aumentam ainda mais a eutrofização de rios e lagoas que se comunicam com a baía.

Ao contrário dos demais efluentes, o lixo é o que causa o maior impacto visual na baía devido à consistência sólida de seus resíduos, agravados, principalmente, pela produção de embalagens, sacos plásticos e garrafas de plástico do tipo PET. O lixo, de origem doméstica ou industrial, flutua nas águas da baía e deposita-se nas margens de rios e praias, gerando a contaminação dos ecossistemas, dentre eles os manguezais. Este processo desencadeia a degradação do meio ambiente, a sujeira, o mau cheiro, a proliferação de vetores de doenças de veiculação hídrica, a poluição visual, o transtorno para a navegação marítima e o detrimento da prática do lazer e do ecoturismo, entre outros problemas (Mendes, 2011). Este é um problema de poluição bastante visível e acentuado na Baía de Guanabara e pode ser atestado em diversas áreas marginais, incluindo suas praias interiores (Fistarol et al., 2015).

Nem sempre o destino dos resíduos ocorre de forma adequada e, frequentemente, o sistema utilizado é a disposição final no solo. As áreas condenadas, incluindo os municípios circunvizinhos à Baía de Guanabara, tendem a receber

toneladas de resíduos sem, contudo, possuírem uma infraestrutura capaz de evitar os problemas oriundos desta atividade. Assim, terão o seu uso futuro comprometido e serão responsáveis pela degradação ambiental das regiões sob sua influência, ocasionando riscos para a saúde humana.

Uma vez chegando ao espelho d'água da baía, o lixo tende a ser carreado pelas correntes de marés e pelos ventos, podendo ocorrer a sua deposição em praias (Figura 2). A mobilidade do lixo é majoritariamente associada ao peso e à flutuabilidade dos itens, bem como à susceptibilidade à ação dos ventos e das correntes. Itens como cal-

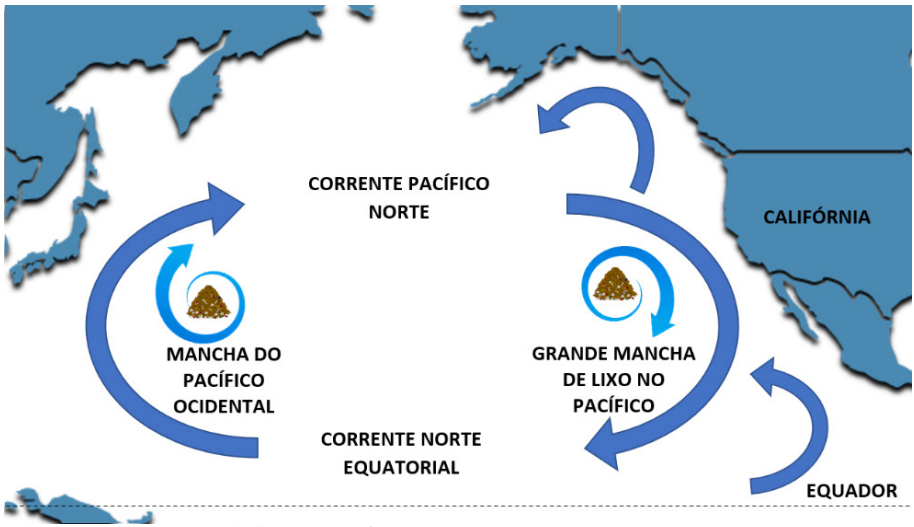


Figura 1. Concentração de lixo no Pacífico

Figura 2 - Praia de Charitas - Niterói

çados, considerados exemplo de lixo pesados, tende a ficar retido próximo à foz dos rios como é o caso nos rios em São Gonçalo (Baptista Neto e Fonseca, 2011).

2. LIXO NA BIOTA MARINHA DA BAÍA DE GUANABARA

A Baía de Guanabara, apesar de ser considerado um dos sistemas estuarinos mais degradados do país devido aos impactos antrópicos sofridos pela densidade demográfica e desenvolvimento industrial nos últimos anos (Soares-Gomes et al., 2016), ainda abriga um ecossistema de considerável biodiversidade, tanto no sistema pelágico quanto no bentônico (Amador, 2012). Além de sua importância ambiental e ecológica, também possui uma grande importância econômica, pois abriga em suas margens uma refinaria de petróleo (REDUC), dois portos comerciais (Niterói e Rio de Janeiro), estaleiros, marinas, dois grandes aeroportos (Santos Dummont e Galeão), sendo via marítima para um considerável número de balsas e barcos de pesca e intensa atividade turística. Por essas razões, a Baía de Guanabara é tida como a mais importante baía do país (Amador, 2012).

Por várias décadas, sabe-se que detritos antropogênicos no meio ambiente marinho, em particular o plástico, afetam organismos deste ambiente (Derraik, 2002). Parte do material acaba como lixo no ambiente marinho, tornando-se um assunto de grande importância e preocupação global. A fragmentação plástica pode ser causada por fatores abióticos (Andrady, 2011) ou por processos de digestão animal (van Franeker et al., 2011). Quanto menor a partícula, maior a disponibilidade para os animais na base da cadeia alimentar. Os potenciais efeitos deletérios da ingestão aumentaram a urgência de avaliar o impacto dos plásticos sobre o conjunto cadeia alimentar marinha e, finalmente, as consequências para os seres humanos como consumidores finais (Cole et al., 2015).

O mecanismo de impacto nas espécies marinhas é primariamente mecânico (Laist, 1987). As espécies marinhas tornam-se fisicamente embaraçadas em linhas ou sacos plásticos flutuantes abertos, e ingerem pequenos fragmentos de materiais sintéticos. Uma vez enredados, os animais podem afundar, sofrer impactos na sua habilidade de caçar alimentos ou mesmo de evitar predadores, provocando feridas e infecções, através da ação abrasiva e cortante de alguns artefatos, ou apresentando um padrão de comportamento alterado, o que dificulta a sua sobrevivência no meio ambiente. Aves marinhas, tartarugas, mamíferos e organismos bênticos também são frequentemente afetados pela ingestão de plástico e/ou emaranhamento, principalmente em detritos relacionados à pesca (Derraik, 2002; Laist, 1997).

Os fragmentos de plástico podem também ser ingeridos pelas aves marinhas, tartarugas e peixes, que podem ter dificuldade em distinguir entre uma presa normal e um pedaço de plástico flutuante. Os fragmentos ingeridos podem bloquear o sistema digestivo ou permanecer no estômago por um longo período, e desta forma levar a um processo de ulceração ou feridas nas paredes do estômago, assim como serem intoxicados com substâncias tóxicas (Day et al., 1989). Os animais enfraquecidos podem ser mais susceptíveis aos predadores e a doenças, e com menor capacidade para procriar ou de criar os seus filhotes.

Os plásticos estão entre os contaminantes mais persistentes no ambiente marinho e também possuem a capacidade de atrair e acumular diferentes tipos de contaminantes orgânicos devido à sua propriedade hidrofóbica (Rios et al., 2007). O grande impacto desse cenário é a ingestão desses microplásticos contaminados por diversos organismos que podem produzir resultados tóxicos por toda cadeia trófica (Rios et al., 2007; Andrady, A. L., 2011; Duis e Coors, 2016). O lixo depositado nas praias da Baía de Guanabara é uma ameaça à fauna marinha. Os plásticos são, provavelmente, os mais perigosos por causa da ingestão e o embaraçamento dos animais, pois mamíferos marinhos, pássaros, tartarugas e peixes tornam-se aprisionados em linhas ou sacos plásticos flutuantes.

Os efeitos para a biota marinha podem ser letais. Mas, geralmente são sub-letais, o que os tornam muito difíceis de serem observados. Apesar disso, certas populações de aves são ameaçadas por ingestão de plástico, ampliada pelo fato de que poluentes químicos adsorvidos nos plásticos podem ser transferidos para incubatórios quando alimentados por regurgitação de adultos (Tanabe et al., 2004). As tartarugas marinhas (Figura 3) também são vulneráveis à ingestão e emaranhamento (Tomas et al., 2002).

Ao flutuarem, os plásticos também podem atuar como substrato artificial para dispersão da fauna por grandes distâncias (Barnes, 2002). Além disso, detritos marinhos afetam negativamente a paisagem potencial das praias turísticas, representam um risco à saúde dos usuários de praia e a integridade das embarcações (Coe e Rogers,1997; Santos et al., 2005).

Mais especificamente, há na Baía de Guanabara outros problemas causados pela presença do lixo. Estes são listados a seguir (Grael, 2015):

- Danos à fauna por asfixia, ingestão de plásticos, etc.;
- Danos aos habitats bentônicos por deposição e soterramento;
- Danos aos manguezais;
- Contaminação e resultantes riscos à saúde humana;

Figura 3 - Tartaruga sob o risco do plástico na Baía de Guanabara (fonte: http://olimpiadas16norj.blogspot.com/2015/08/a-baia-de-guanabara_24.html

- A ingestão ou a exposição a animais peçonhentos carregados em acúmulos de lixo podem causar acidentes;
- Propagação de vetores de doenças; prejuízos ao lazer e à recreação nas praias;
- Interferência nos índices de balneabilidade e na qualidade das praias. Danos à paisagem;
- Deterioração de espaços urbanos;
- Depreciação de imóveis;
- Prejuízo ao turismo e ao lazer; prejuízos ao transporte e ao tráfego marítimo e fluvial;
- Prejuízos à pesca, uma vez que o lixo se prende as hélices, é absorvido por motores, etc.

3. LIXO FLUTUANTE NA BAÍA DE GUANABARA

Os detritos marinhos são definidos como "quaisquer resíduos sólidos fabricados ou processados que entra no meio marinho de qualquer fonte" (Coe e Rogers, 1997). Detritos marinhos, especialmente plásticos, foram considerados poluentes globais porque flutuam, e, portanto, podem ser transportados por grandes distâncias (Morrison, 2002). Os detritos flutuantes tendem a acumular em áreas de convergência costeira e oceânica (Kubota, 1994), onde abundância e diversidade da vida marinha é a maior (Worm et al., 2005), ampliando os possíveis impactos do plástico.

Os detritos flutuantes constituem na fração de detritos no ambiente marinho, que é transportada pelo vento e pelas correntes na superfície do mar. Itens de lixo flutuantes são transportados pelas correntes e podem afundar no fundo do mar, ser depositados na praia ou degradados com o tempo (Andrady, 2015). A figura 4 mostra uma imagem típica de lixo flutuante na Baía de Guanabara.

Figura 4 - Lixo flutuante nas águas da Baía de Guanabara.

Os polímeros sintéticos constituem a maior parte dos detritos marinhos flutuantes, cujo destino depende de suas propriedades físico-químicas e das condições ambientais. Como os polímeros de alto volume de produção, como o polietileno e o polipropileno, apresentam densidades mais baixas que a água do mar, flutuam até serem levados em terra ou afundam, porque sua densidade muda devido à biocombustível e à lixiviação de aditivos (Galgani et al., 2015). Enquanto estão sujeitos a processos de degradação biológica, fótica ou química, eles podem ser fisicamente degradados gradualmente em fragmentos menores até se tornarem microplásticos, o que geralmente é definido como a fração de tamanho <5 mm.

Assim, com novos usos desses materiais, tem sido desenvolvido, aplicados, e colocados à disposição de um maior número de pessoas, por isso a quantidade de lixo que entra no ambiente marinho, como a Baía de Guanabara, tem aumentado significativamente. Muitos desses produtos lançados ao mar têm uma

baixa taxa de degradação. Os materiais que boiam tendem a ficar em suspensão na superfície do oceano por muito tempo. E aqueles que não flutuam, afundam e permanecem no fundo do mar por anos ou são depositados em regiões costeiras (Figura 5). Materiais mais pesados tendem a permanecer próximos às áreas fontes.

Figura 5 - resíduos sólidos depositados na Praia do Gragoatá – Niterói, após ressaca

Em 2016, em um ano que a questão da poluição da Baía de Guanabara ganhou destaque internacional devido a realização das Olimpíadas do Rio de Janeiro, a Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), estimou que a Baía de Guanabara recebia diariamente cerca de 90 toneladas de lixo. Os rios que deságuam na Baía de Guanabara são os maiores responsáveis pela chegada deste lixo flutuante, no qual podemos destacar o Rio Iguaçu, que corta diversos municípios da Baixada — Nova Iguaçu, Belford Roxo, São João de Meriti, Mesquita e Nilópolis — municípios onde o sistema de coleta de lixo ainda é ineficiente; o Canal do Cunha — que se encontra com o do Fundão, chegando à baía, entre a Ilha do Fundão e a Maré — atravessando uma região extremamente povoada e com baixas condições de serviços públicos; e o rio Alcântara, na enseada de São Gonçalo, segundo município mais populoso do estado, onde ocorre o despejo irregular de lixo em toda parte.

Outros rios se destacam na exportação de resíduos sólidos para a Baía de Guanabara, como o Rio Bomba e o Rio Imboaçu, que são verdadeiros vetores de escoamento dos materiais deixados nas suas margens e os resíduos são constantemente deslocados e distribuídos por meio de pequenas correntes marinhas e marés criando grandes bolsões para as regiões litorâneas que a cercam. O lixo chega

aos rios através de escoamento superficial, das drenagens urbanas ou lançamento irregular pela própria população.

Um projeto do governo estadual lançado em 2004 visou a adoção de medidas para a diminuição do avanço do lixo flutuante. Uma delas foi a instalação de boias na transversal da foz de seus rios contribuintes, chamadas ecobarreiras. Este projeto visa à "coleta de resíduos sólidos recicláveis e não recicláveis descartados nos corpos hídricos do Estado do Rio de Janeiro, objetivando melhor qualidade das águas dos corpos hídricos estaduais" (FEBRACOM/ASSERJ/INEA, 2009). Atualmente, existem dezessete ecobarreiras no entorno da baía.

A falta de uma gestão eficaz de resíduos nos municípios do entorno da Baía de Guanabara é um dos principais fatores que limita a redução da entrada de lixo neste ecossistema, que comumente ocorre por meio das descargas continentais. Os principais danos que os itens de lixo flutuante na Baía de Guanabara desencadeiam são: atrapalhar as atividades de esportes náuticos, representar perigo aviário ao tráfego aéreo (pois atraem os urubus), impedir o desenvolvimento de manguezais (o plástico, por exemplo, sufoca as mudas de espécies vegetais) e favorecer o assoreamento da Baía de Guanabara, além da diminuição de pescados prejudicando os pescadores e outras comunidades que tiram o seu sustento desta região (Bernardino e Franz, 2016).

4. LIXO NO FUNDO DA BAÍA DE GUANABARA

Os sistemas de sonar de varredura lateral têm sido amplamente utilizados para mapear e visualizar ambientes bênticos há mais de 60 anos (por exemplo, Chestermanet et al., 1958; Klein e Edgerton, 1968; Singh et al., 2000; Brown et al., 2011). Em particular, agora o sonar de varredura lateral está sendo usado regularmente como um método de imagem subaquática para identificar e localizar objetos. O porto de Niterói é a principal instalação de apoio aos operadores de petróleo e gás no estado do Rio de Janeiro. Essa área possui uma morfologia complexa e superficial, com fortes intervenções e modificações antrópicas, além de ser considerada uma das mais poluídas da Baía de Guanabara (Baptista Neto et al., 2005; Vilela et al., 2004). De acordo com Melli et al. (2017), no fundo do mar o acúmulo de detritos ocorre em áreas de uma geomorfologia complexa e sob condições hidrodinâmicas favoráveis (Galgani et al., 2000; Watters et al., 2010). Uma vez assentados no fundo do mar, os detritos podem alterar os habitats ao redor, fornecendo um substrato rígido anteriormente ausente. Imagens de sonar de varredura lateral indicam a presença de grande quantidade de detritos sólidos no fundo do mar (Figura 6).

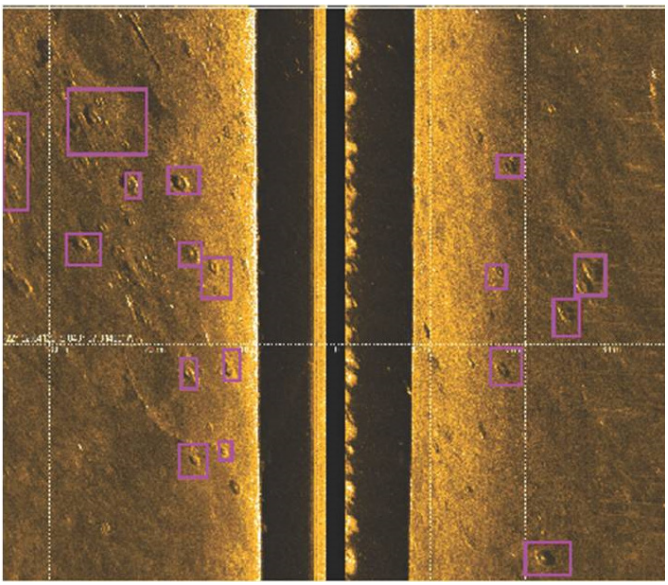


Figura 6 - Imagens de pneus de sonar de varredura lateral, no fundo da Baía de Guanabara.

5. MICROPLÁSTICO NA BAÍA DE GUANABARA

O termo microplástico tornou-se mais conhecido no meio popular devido ao aumento exponencial de trabalhos científicos em vários países, instituições supranacionais como a ONU (Organização das Nações Unidas) e divulgação de dados sobre o tema em mídias populares. Jornais, revistas, periódicos e portais eletrônicos passaram a expor dados e pesquisas sobre os impactos do microplástico no meio natural, principalmente no ambiente marinho. Não se sabe ao certo sobre a origem do termo microplástico. Já havia, contudo, relatos de estudos em ingestão de micropartículas de plástico em praias da África do Sul (Ryan e Moloney, 1990), além de usado como referência em alguns estudos científicos na ingestão por aves (anos 1970). A transformação do conceito de microplástico converge para um maior número de trabalhos acadêmicos.

Em uma definição mais rigorosa, há o desmembramento do conceito plástico em categorias como nano, micro, meso, macro e megaplástico, mesmo isso ainda não sendo formalizado pela comunidade internacional de pesquisa. Portanto, a adoção do termo microplástico é consequência de uma generalização do termo pequenas partículas de plástico, com dificuldades na homogeneização de metodologias e medições precisas em meio a um período de explosão de publicações científicas sobre o tema em todo o mundo. Surge, assim, uma generaliza-

ção do termo microplástico que é questionado por muitos quanto à sua definição e principalmente quanto ao seu intervalo. Contudo, atualmente, este termo ganha mais destaque que outros intervalos definidos por alguns autores.

A delimitação do conceito de microplástico gerou controvérsia em muitos meios científicos por um tempo, contudo, por consenso, se delimitou como fragmento de plástico no intervalo de tamanho de até 5mm (Andrady, 2009). Cientistas e instituições, ao longo dos últimos anos, chegaram até um denominador comum e registraram este intervalo como um micro lixo artificial. Trata-se de uma categoria de plástico de destaque, afinal seu micro tamanho facilita sua dispersão pelo ar ou água, potencializando ainda mais a deposição destes microplásticos, até mesmo em ambientes pouco habitáveis como a Antártida.

Houve uma redescoberta do plástico no meio acadêmico e, por isso, o crescimento de registros científicos em ambientes naturais se tornou mais constante, passando a registrar o microplástico em diferentes ambientes. Amostras de águas doces ou salgadas, areias de praias, geleiras são alguns dos ambientes onde foram registrados acúmulos e depósitos destas micropartículas de plástico. Este cenário caótico reforçou a preocupação ambiental com os microplásticos. Os plásticos respondem por 10% do lixo produzido em todo o mundo e isso já representa uma grande fonte produtora de micropartículas de plástico que se fragmentam de forma constante.

A presença de grandes detritos plásticos despejados vem intensificando o processo de produção de microplástico secundário. Portanto, a Baía de Guanabara seria a produtora destes e se retroalimentaria, já que muito destas partículas seriam depositadas em seu fundo ou permaneceriam na linha d'água. Podemos dividir em dois tipos principais de fontes de microplástico no meio marinho: a primária ou de fonte direta, quando o microplástico é intencionalmente produzido e usado como tal; e a secundária ou de fonte indireta, quando fragmentos maiores de plástico sofrem degradação e consequentemente formam micropartículas.

A introdução direta dos microplásticos no ambiente marinho ocorre de diversas formas. Destes produtos industrializados os que mais se sobressaem no uso de microplásticos são os esfoliantes/peelings, limpeza fácil, ducha/banho e creme dental, que possuem estas microesferas que são as responsáveis pela esfoliação. Após o seu consumo, são lançados na rede de esgoto e consequentemente despejados em meios aquáticos, como rios, podendo chegar até os oceanos. O uso de microesferas de plástico em produtos de grande consumo, principalmente em itens de beleza e higiene pessoal, já é estabelecida como uma fonte de microplástico em todo o planeta.

A utilização de microplásticos na limpeza industrial de navios e aeronaves é outra relevante fonte produtora destes (micro) poluentes. Estas partículas plasticas tendem a não ser filtradas durante o tratamento de esgoto e são lançados diretamente em rios, lagos e oceano.

Além da utilização dos microplásticos em produtos de consumo, diversas fontes difusas liberam o material para o meio ambiente. Isto ocorre no processo de jateamento abrasivo para a limpeza de superfícies metálicas feito por indústrias e até por oficinas, onde o microplástico é considerado uma alternativa para o esmerilhamento de diversos produtos, pois os grânulos de plástico não danificam a superfície jateada (Miles et al., 2002).

Outro processo em que ocorre a liberação de microplásticos é a sua utilização na indústria naval. Em diversos estudos por todo o planeta foram identificadas elevadas concentrações de microplásticos em proximidades de locais onde se realiza atividades de manutenção de navio, como estaleiros e marinas. Também identificaram que os tipos de plástico detectados nestes pontos são encontrados em tintas marítimas e com as mesmas cores, ou seja, estes locais podem ser considerados como fontes de microplásticos para o meio ambiente marinho (Thompson et al., 2004; Vianello et al., 2013; Frias et al., 2014).

Outra importante fonte de microplástico é o lançamento de esgotos contaminados com fibras de lavar roupas (Browne et al., 2011). Com base em diversos estudos (Cole et al., 2011; Thompson et al., 2004), detectou-se que a partir do uso e desgaste de produtos de plástico, principalmente como fibras de polímeros de tecidos sintéticos (poliéster e poliamida), os microplásticos são liberados como um subproduto do processo de lavagem. Os polímeros sintéticos estão presentes em grande parte dos produtos e materiais. À medida que ocorre o aumento de uso de tecidos mais sintéticos, eleva-se a contaminação de habitats e de animais por microplásticos.

O escoamento urbano também representa uma significativa fonte de produção de microplásticos para o meio ambiente marinho. A poeira produzida em estradas possui uma parte substancial de plástico, que está presente em diversos itens, como pneus e materiais de construção (Jartun et al., 2008). Este material é carreado pela água da chuva, onde escoamento urbano transporta os componentes de microplástico até o oceano, ou até mesmo pelo ar (Sundt et al., 2014).

Entre as fontes primárias de microplástico no ambiente marinho, um tipo comum que a cada dia se torna mais comum são os pellets, que são grânulos de resina virgem que possuem até 5mm de diâmetro (Barnes et al., 2009). Estas esférulas de plástico são um componente comum de detritos, que durante o seu manuseio e

transporte, são comumente perdidas no ambiente (Ogata et al., 2009), acumulando-se principalmente em praias e zonas de convergência oceânica.

Estas esférulas são matérias-primas para a manufatura de produtos plásticos moldados. Elas são comercializadas e levadas em grandes quantidades ao ambiente marinho, devido a perdas nas etapas de produção, transporte e/ou transformação em bens de consumo, pelos rios ou drenagem de águas pluviais, ou ainda diretamente derramados no mar (Andrady, 2011). Milhares de indústrias transformadoras de plásticos em todo o mundo usam esses grânulos em sua produção. Além disso, milhões de pequenas usinas de reciclagem estão produzindo pellets a partir de outros plásticos (Sundt et al., 2014), o que intensifica este problema por todo o planeta.

De acordo com o relatório do *The Global Plastics Associations* (2018) esta perda de pellets durante a sua produção, estocagem e transporte ainda é uma fonte significativa de partículas plásticas. Muitos plásticos são vendidos em forma de pellets e estes são enviados através de vários meios (em grandes sacos, caixas, caminhões, vagões, barcaças) para empresas que fazem produtos com essas pelotas. Ao longo deste processo, os pellets podem ser derramados acidentalmente no meio ambiente e podem permanecer flutuando por longos períodos ou se acumular em praias arenosas causando impactos ambientais, econômicos e estéticos.

As fontes indiretas, ou secundárias, de microplástico são aquelas que entendemos como a recontaminação por microplásticos por algum material que já está no ambiente, seja originalmente micro ou macro porte. As fontes secundárias, ou indiretas, são emitidos pela fragmentação natural de microplásticos pelo intemperismo e atividade microbiana; e pela fragmentação de macroplásticos para micropartículas diretamente pela atividade animal.

Qualquer alteração física ou química no polímero é resultado de fatores ambientais, tais como: luz, calor, umidade, condições químicas ou atividade biológica (Shah et al., 2008). Os macroplásticos (maior do que 5mm) em ambientes marinhos são fisicamente, biologicamente ou quimicamente degradados e divididos em micropartículas (Hidalgo-Ruz et al., 2013). Este processo poderá ocorrer por fotodegradação (raios solares, UV) e/ou por abrasão (fricção com água ou outros plásticos) que contribuem para a degradação do plástico por fratura e estilhaçamento (Corcoran et al., 2009).

A degradação por abrasão ocorre de acordo com a dureza do plástico. Exemplo deste processo é o isopor que é notoriamente conhecido como friável assim que ele se torna expostos ao ambiente externo de grande energia (Cooper et

al., 2010). Em alguns litorais a energia das ondas é tão alta que o material plástico é esfregado para baixo e não ocorre o enfraquecimento através da fotodegradação (Eriksson e Burton, 2003). A fotodegradação dos plásticos em oceano é lenta e a tendência que as peças mais finas sejam degradadas pela luz UV relativamente mais rápida, devido a uma maior área superficial em relação ao peso. Para acelerar a fragmentação, a combinação da fotodegradação e abrasão mecânica são condições ideais para este processo (Sundt et al., 2014).

A fragmentação microbiana ocorre quando alguns microrganismos incrustados em superfícies de plástico trabalham em conjunto com a fotodegradação para quebrar o polímero. Os micro-organismos tais como bactérias e fungos estão envolvidos na degradação de ambos dos plásticos (Shah et al., 2008). O processo de fragmentação dos plásticos presentes no ambiente marinho por animais ocorre a partir do mecanismo de mastigação (abrasão mecânica) ou no estômago de espécies (decomposição química) como aves marinhas alguns peixes e crustáceos (Sundt et al., 2014).

Estudo sobre isópodos no Pacífico mostra que um único indivíduo pode criar milhões de partículas de microplástico (Davidson, 2012). Outro exemplo da fragmentação por animais são aves marinhas que podem utilizar pedaços de cordas, usando-o como material de assentamento, fazendo com que os materiais plásticos fiquem susceptíveis a degradação e fragmentação pelos raios ultravioleta. A metodologia mais utilizada em pesquisas para a separação dos microplásticos dos sedimentos é a descrita por Thompson et al. (2004), onde o plástico tende a flutuar em soluções hipersalinas devido a sua baixa densidade específica.

Na Baía de Guanabara, Carvalho e Baptista Neto (2016) encontraram altas concentrações de microplásticos, que variaram de 12 a 1300 partículas por m^2 nas praias (FIGURA 7). Figueiredo e Vianna (2018) e Olivatto et al. (2019) observaram altas concentrações de microplásticos nas águas superficiais da baía, que variaram de 1,40 a 21,3 partículas / m^3. Birnstiel et al. (2019) observaram altos níveis de microplásticos dentro de um mexilhão selvagem e de criação da Baía de Guanabara.

A concentração de pellets em praias da Baía de Guanabara foi constatada por Carvalho e Baptista Neto (2016), onde as esférulas de plástico foram encontradas na maioria dos pontos coletados. O destaque de maior concentração é da Praia do Galeão, na Ilha do Governador (Rio de Janeiro), em que somente um ponto de coleta foram identificados 463 pellets (Figura 8).

Os fluxos internos e baixa mobilidade destas partículas, junto a alta produção de microplásticos, aumentaram, ainda mais, os problemas locais como os ambientes costeiros repletos de lixos e microplásticos. Foram encontrados micro-

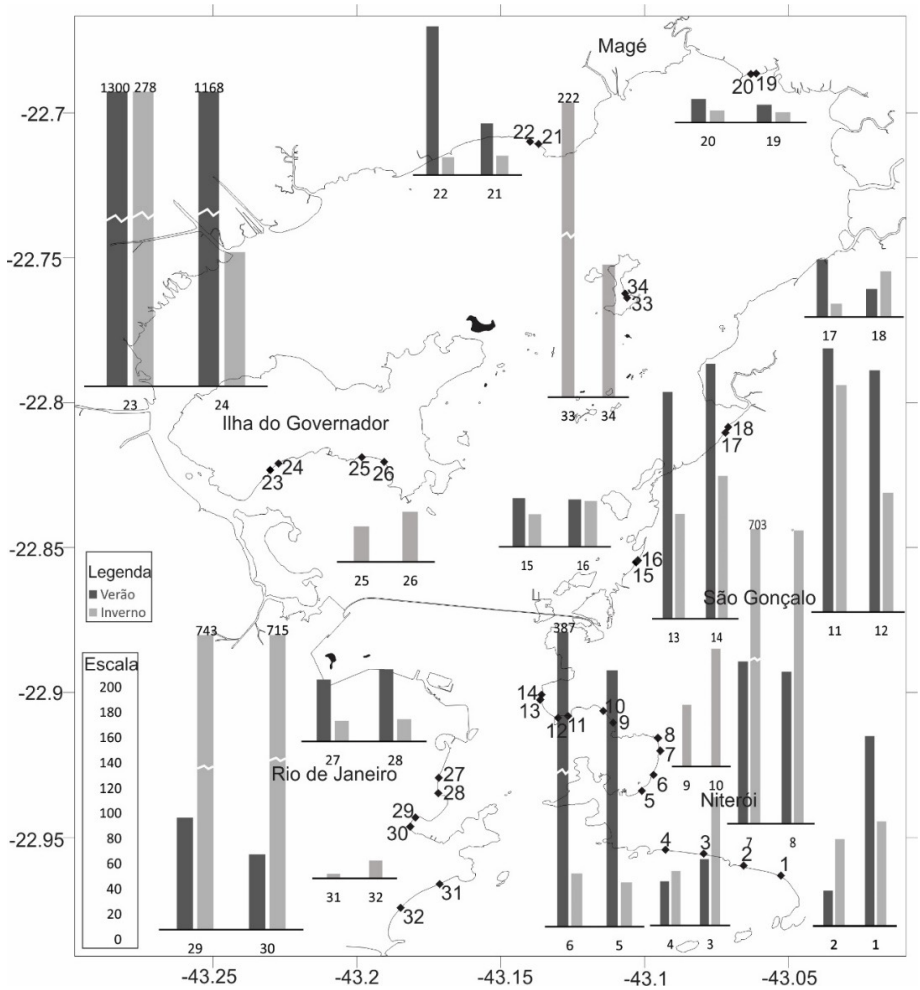


Figura 7 – Mapa com os pontos de coleta e os dados obtidos entre os dois campos realizados, durante o inverno e o verão (Carvalho e Baptista Neto, 2016).

plásticos na água, nos sedimentos e biota. Em estudo realizado por Olivatti et al. (2019) sobre a concentração de microplástico em colunas d'água foi comprovado que há concentrações médias de microplásticos em todas as amostras coletadas (em duas vezes no verão de 2016) de água. A concentração varia de 1,4 partícula/m³ até 21,3 partículas/m³, variando sempre quando há eventos chuvosos, demonstrando, assim, o papel dos rios como fonte de micro poluentes para a baía. Neste trabalho, o microplástico foi dividido em pellets, fragmento, borrachas, fibra e isopor (poliestireno), todos de diferentes cores e degradada com o tempo, demonstram que estes poluentes contribuem de forma direta na adsorção de outros poluentes como

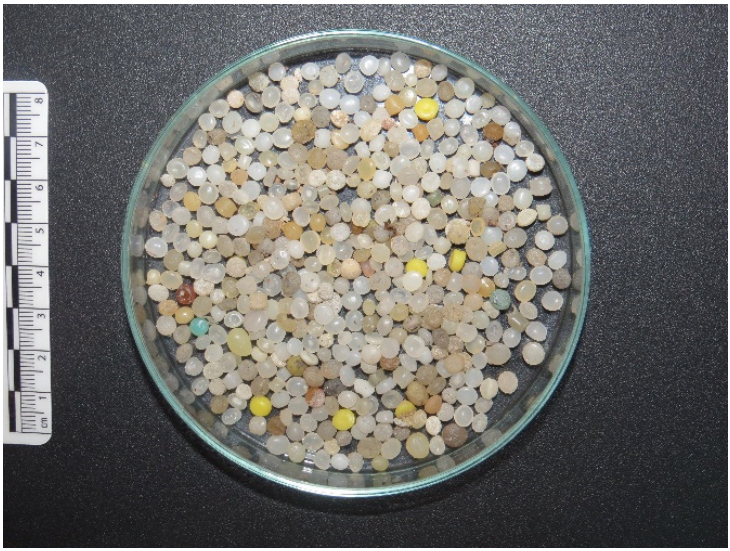


Figura 8 - Pellets identificados em um ponto de coleta da Praia do Galeão (Carvalho e Baptista Neto, 2016).

metais pesados. A ingestão destas por animais é um grave problema local. Este cenário coloca a Baía de Guanabara como um dos ambientes mais poluídos do mundo.

A concentração de microplásticos em sedimentos costeiros no entorno da Baía de Guanabara também é preocupante e alarmante. Carvalho e Baptista Neto (2016) coletaram 34 amostras de sedimentos arenosos (no verão e inverno) de praias nos municípios do Rio de Janeiro, Magé, Itaboraí, São Gonçalo e Niterói e em todas as amostras foram encontradas micro poluentes plásticos. Durante o verão, a variação de microplásticos variou de 12 a 1300 partículas por m². A praia com maior concentração de plástico foi a praia do Galeão, localizada no interior da baía, demonstrando o baixo fluxo e pouca limpeza desta praia, além da proximidade com o porto e manguezal da Ilha do Fundão. A praia de piedade (Magé) apresentou a menor concentração de microplásticos, apenas 28 partículas. A praia do Galeão representou 52,6% de todas as partículas coletadas, enquanto a praia da piedade 0,6%.

Durante o inverno, houve uma variação de 3 a 743 partículas de m² nas praias, com um total de 743 partículas por m² nas 17 praias estudadas. O maior número de partículas poluentes durante o verão é consequência da maior pluviosidade (chuvas de verão) e aumento da descarga de poluentes na baía de Guanabara e maior frequência de turistas, já que muitas destas praias são frequentadas por banhistas.

Em pesquisa realizada sobre a concentração de microplásticos no sedimento de fundo da Baía de Guanabara (Carvalho, 2016), observou-se uma ele-

vada variação na concentração nas estações de coleta (Figura 8). Os resultados variaram entre 1 microplástico detectado na estação de coleta 7 e 19 microplásticos na estação 8. Dois tipos diferentes de partículas de plástico foram detectados nas amostras: as fibras e os fragmentos de microplásticos. As fibras estavam presentes em todos os locais de amostragem, mas a quantidade de fragmentos detectados (71%) nas amostras foi superior das fibras (29%).

Nos sedimentos coletados na Baía de Guanabara, os microplásticos apresentaram uma média de 6,5 microplásticos por cada 50 cm2 na camada superficial dos sedimentos, de acordo com as 9 estações. Em estudo realizado em sedimentos de fundo do mar profundo de diversos pontos do planeta, Cauwenberghe (2013) apresentou uma abundância média de 1 microplástico por cada 50 cm2, o que demonstra que em zonas marítimas próximas a costa a tendência que a concentração de microplásticos seja mais elevada.

A estação de coleta 8 apresentou a maior concentração de microplásticos, com 19 partículas, cerca de 26% do total de microplásticos encontrados nas amostras (Figura 9). Este ponto se localiza na Enseada de Jurubura, em Nite-

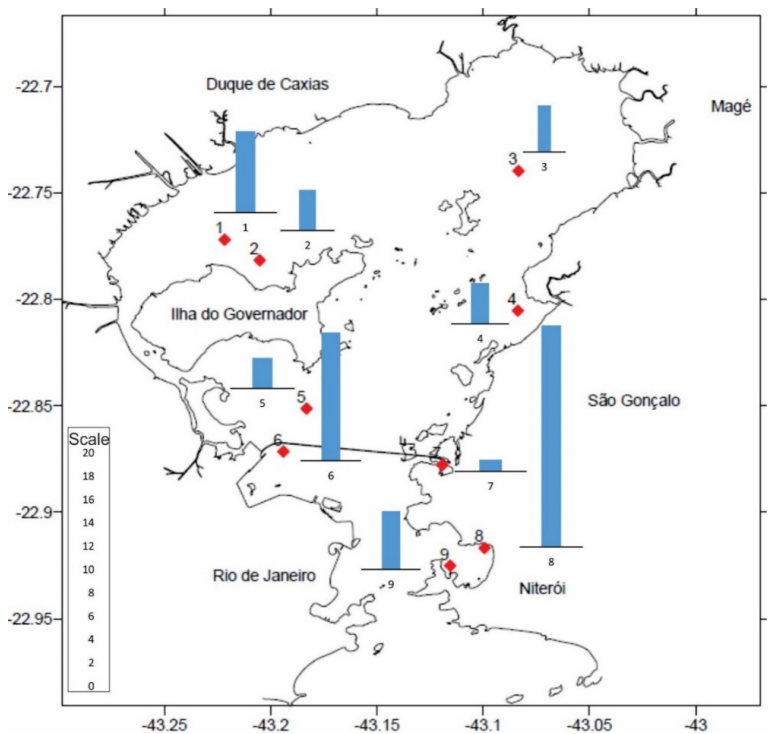


Figura 9 – Mapa com as estações de coleta e a quantidade de microplásticos encontrados nos sedimentos de fundo da Baía de Guanabara.

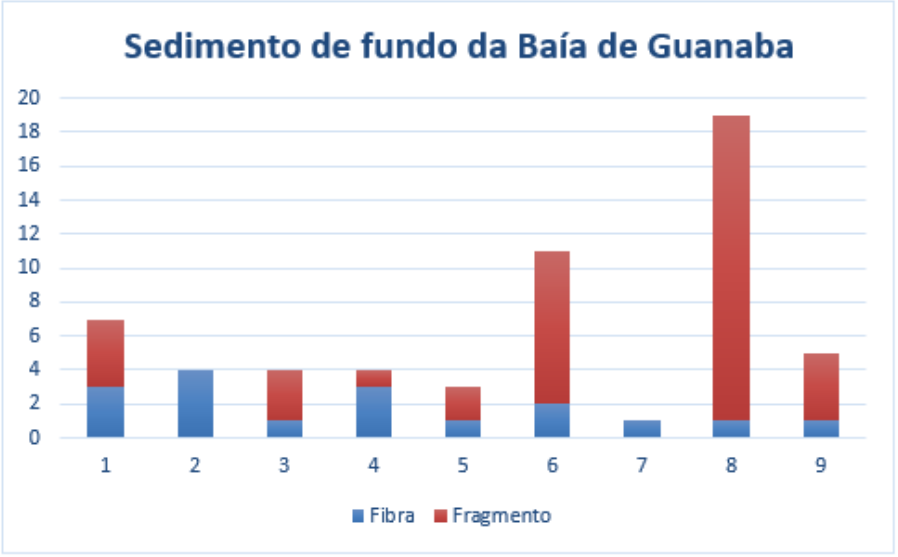


Figura 10 – Microplásticos detectados nas estações do fundo da Baía de Guanabara.

rói-RJ, onde há uma grande atividade náutica, associada a marinas, bem como, uma atividade pesqueira, além da presença dos rios Cachoeira e Icaraí e de vários pequenos córregos ao longo do litoral que transportam poluentes para a Enseada de Jurujuba (Baptista Neto et al., 2005). Toda esta complexidade reportada da área de coleta auxiliará a compreensão de sua elevada concentração. A estação de coleta 6 apresentou a segunda maior concentração de microplásticos do presente estudo, com 11 partículas. A sua localização é próxima a Zona Portuária do Rio de Janeiro, uma área conhecidamente impactada por estes efluentes.

Na tentativa de diminuir os impactos ambientais relacionados ao plástico e todas as suas formas, criaram-se leis para combater o uso desenfreado do microplástico. No estado do Rio de Janeiro foi sancionada a lei 8.090 de 2018 que proíbe a fabricação, distribuição, comercialização, importação, divulgação, uso e descarte nos rios, córregos e mar de qualquer produto cosmético, de higiene pessoal e de limpeza que contenha microesferas de plástico, sejam elas, ocas ou maciças. Segundo o texto, as empresas que usam as microesferas terão prazo de um ano e meio para se adequar à norma. Em caso de descumprimento, serão aplicadas penalidades previstas para infrações ambientais.

Outra lei que ganhou destaque nacional foi a proibição do canudo de plástico na cidade do Rio de Janeiro (Lei 6.384/2018), quando o uso de canudos plásticos ou de outro produto que não seja biodegradável voltou a ser passível

de infração. Esta lei obrigou a restaurantes, bares, lanchonetes, barracas de praia, ambulantes e similares autorizados pela prefeitura a usarem e fornecerem canudos de papel biodegradável e/ou reciclável.

Em 2019, também entrou em vigor a Lei Estadual nº 8.006/18 lei que proíbe a distribuição e a venda de sacolas descartáveis em estabelecimentos comerciais. O estado do Rio de Janeiro consome, por ano, 4 bilhões de sacolas plásticas descartáveis, uma média de 33 sacolinhas por habitante. A meta definida para os supermercados é reduzir esse número em 40% em um ano, diminuindo o impacto para o meio ambiente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIPLAST. Associação Brasileira da Indústria do Plástico, 20171-40 p.

AMADOR, E.S., 2012. Bacia da Baía de Guanabara: características geoambientais, formação e ecossistemas. Interciência, Rio de Janeiro, 432 p.

ANDRADY A. L., NEAL M. A. 2009 Applications and societal benefits of plastics. Phil. Trans. R. Soc. B 364,1977–1984.

ANDRADY, A.L., 2011. Microplastics in the marine environment. Marine Pollution Bulletin. 62, 1596–1605.

ANDRADY AL. 2015. Plastics and Environmental Sustainability. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons

BANANKI, Sônia, 1989. O lixo urbano e a degradação ambiental em Londrina. Sociedade & Natureza, Uberlândia, 1 (2): 91-95, dezembro 1989.

BAPTISTA NETO, J.A., FONSECA, E.M., 2011. Variação sazonal, espacial e composicional de lixo ao longo das praias da margem oriental da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) no período de 1999–2008. Rev. Gest. Cost. Integr. 1, 31–39.

BARNES, D.K.A. 2002. Invasions by marine life on plastic debris. Nature, V.416, p.808- 809;

BARNES D. K. A., Galgani F., THOMPSON R. C., BARLAZ M. 2009. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Phil. Trans. R. Soc. B 364, 1985–1998.

BERNARDINO, D. & FRANZ, B. 2016. Lixo flutuante na Baía de Guanabara: passado, presente e perspectivas para o futuro. Desenvolvimento e Meio Ambiente, 38.

BIRNSTIEL, S., SOARES-GOMES, A., Gama, B.A.P. 2019. Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. Mar. Pollut. Bull.140, 241–247.

BROWNE, M.A., NIVEN, S.J., GALLOWAY, T.S., ROWLAND, S.J., THOMPSON, R.C. 2013. Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. Curr. Biol. 23: 2388-2392.

BROWNE, A.L., STEHLIK, D., BUCKLEY A. 2011. Social licences to operate: for better not for worse; for richer not for poorer? The impacts of unplanned mining closure for "fence line" residential communities. Local Environment 16 (7): 707-725.

Brown, C.J. Smith, S. J. Lawton, P. Anderson J. T. 2011. Benthic habitat mapping: A review of progress towards improved understanding of the spatial ecology of the seafloor using acoustic techniques. Estuarine, Coastal and Shelf Science 92: 502-520.

CARVALHO, D.G. de, BAPTISTA NETO, J.A., 2016. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, Southeast Brazil. Ocean & Coastal Management 128, 10–17.

CARVALHO D.G. de, 2016. Poluição por microplástico em praias e sedimentos de fundo da Baía de Guanabara, RJ. Dissertação (Mestrado em Dinâmica dos Oceanos e da Terra). Departamento de Geologia Marinha. Universidade Federal Fluminense.

Chesterman, W., Clynick, P., Stride, A., 1958. An acoustic aid to sea bed survey.Acustica 8: 285-290.

COE J. M., ROGERS D. B. (eds) 1997. Marine debris: sources, impacts, and solutions. New York, NY: Springer-Verlag;

COLE, M., LINDEQUE, P., HALSBAND, C., GALLOWAY, T. S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. Marine Pollution Bulletin 62: 2588–2597.

COLE M, LINDEQUE P, FILEMAN E, HALSBAND C, GALLOWAY TS. 2015. The impact of polystyrene microplastics on feeding, function and fecundity in the marine copepod Calanus helgolandicus. Environ Sci Technol 49(2):1130–1137

COOPER, D. A., & CORCORAN, P. L. 2010. Effects of mechanical and chemical processes on the degradation of plastic beach debris on the island of Kauai, Hawaii. Marine Pollution Bulletin, 60(5), 650-654.

CORCORAN, P.L., BIESINGER, M.C., AND GRIFI, M. 2009. Plastics and beaches: A degrading relationship: Marine Pollution Bulletin, 58: 80–84.

DAY, J. W., HALL, C. A. S., KEMP, W. M. & YA´N´EZ-ARANCIBIA, A. 1989 Estuarine Ecology. John Wiley & Sons, Inc., (eds). New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 558 pp

DERRAIK, J. G. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. Marine Pollution Bulletin. 44, 842-852.

DAVIDSON, T.M. 2012. Boring crustaceans damage polystyrene floats under docks polluting marine waters with microplastic. Marine Pollution Bulletin, 64, 1821-1828

DUIS, K.; COORS, A. 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. Environmental Sciences Europe, v. 28, n. 1, p. 1-25.

ERIKSSON, C., & BURTON, H. 2003. Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. Ambio, 32(6), 380-384.

FEBRACOM/ASSERJ/INEA. Rio ama os rios: ecobarreira. Relatórios de janeiro a dezembro de 2009.

FIGUEIREDO, G.M., VIANNA, T.M.P., 2018. Suspended microplastics in a highly polluted bay: abundance, size, and availability for mesozooplankton. Mar. Pollut. Bull. 135, 256–265.

FISTAROL, G. O. et al. Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. Frontiers in microbiology, v. 6, p. 1232, 2015.

FRIAS, J.P.G.L., Otero, V., & SOBRAL, P. 2014. Evidence of microplastics in samples of zooplankton from Portuguese coastal waters. Marine Environmental Research, 95, 89-95.

GALGANI, F., LEAUTE, J.P., MOGUEDET, P., SOUPLET, A., VERIN, Y., CARPENTIER, A., GORAGUER, H., LATROUITE, D., ANDRAL, B., CADIOU, Y., MAHE, J.C., POULARD, J.C., NERISSON, P., 2000. Litteron the sea floor along European coasts. Mar. Pollut. Bull. 40, 516–527.

GALGANI, F., HANKE, G., & MAES, T. 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), Marine anthropogenic litter (pp. 29–56). Springer: Berlin.

GRAEL, Axel Schmidt. 2015. PROGRAMA GUANABARA VIVA: Avaliação dos programas de prevenção (ecobarreiras) e retirada do lixo flutuante (ecobarcos) na Baía de Guanabara, visando os Jogos Olímpicos Rio 2016 e proposição do Programa Guanabara Viva, um novo plano de ação com ênfase no legado olímpico. (Relatório). Instituto Rumo Náutico (Projeto Grael) e Instituto Baía de Guanabara (IBG). Niterói, 113 páginas.

HIDALGO-RUZ, V., THIEL, M. 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): a study supported by a citizen science project. Marine Environmental Research 87-88, S. 12-18.

JARTUN M, OTTESEN RT, STEINNES E, VOLDEN T. 2008. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. Science of the Total Environment 396, 147-163.

KLEIN, M., EDGERTON, H., 1968. Sonar: a modern technique for ocean exploitation. IEEE Spectr. 5: 40- 46.

KUBOTA, M. 1994. A mechanism for the accumulation of floating marine debris north of Hawaii. Journal of Physical Oceanography, 24: 1059-1064.

LAIST, D. W. 1987. Overviwof the biological effects os lost and discarded plastic debris in the marine environment. Marine Pollution Bulletin 18 6(B). 319-326.

LAIST, D.W., 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), Marine Debris Sources, Impacts and Solutions. Springer Series on Environmental Management. Springer Verlag, New York, pp.

99e140, 432 pp.

LAW, K. L., MORÉT-FERGUSON, S., MAXIMENKO, N. A., PROSKUROWSKI, G., PEACOCK, E. E., HAFNER, J., & REDDY, C. M. 2010. Plastic Accumulation in the North Atlantic Subtropical Gyre. Science, 329(5996), 1185–1188.

MELLI, V., ANGIOLILLO, M., RONCHI, F., CANESE, S., GIOVANARDI, O., QUERIN, S., FORTIBUONI. T., 2017. The first assessment ofmarine debris in a Site of Community Importancein the north-western Adriatic Sea (Mediterranean Sea). Marine PollutionBulletin 114 821–830.

MENDES, Hamilton Pires Barbosa. Estudo sobre o Impacto do E missário Submarino de Icaraí na qualidade da água da Baía de Guanabara. Universidade Candido Mendes. Rio de Janeiro. 2011.

MILES, R., CLARK, L., ELLICKS, D., HOCH, R., GARRETT, L., & CHAMBERS, B. 2002. Plastic Media Blasting: The Paint Remover of Choice for the Air Force. Metal Finishing, 14-17.

MORRISON, M. A., FRANCIS, M. P., HARTILL, B. W., PARKINSON, D. M. 2002. Diurnal and tidal variation in the abundance of the fish fauna of a temperate tidal mudflat. Estuarine, Coastal and Shelf Science 54, 793–807.

OGATA, Y., TAKADA, H., MIZUKAWA, K., HIRAI, H., IWASA, S., ENDO, S., MATO, Y., SAHA, M., OKUDA, K., NAKASHIMA, A., MURAKAMI, M., ZURCHER, N., BOONYATUMANOND, R., ZAKARIA, M.P., DUNG, L.Q., GORDON, M., MIGUEZ, C., SUZUKI, S., MOORE, C., KARAPANAGIOTIS, H.K., WEERTS, S., MCCLURG, T., BURRES, E., SMITH, W., VAN VELKENBURG, M., LANG, J.S., LANG, R.C., LAURSEN, D., DANNER, B., STEWARDSON, N., THOMPSON, R.C. 2009. International pellet watch: global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. Marine Pollution Bulletin. 58, 1437–1446.

OLIVATTO, Glaucia Peregrina. 2017. Estudo sobre Microplásticos em águas superficiais na porção oeste da Baía de Guanabara. 155 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Química, Pontifica Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

OLIVATTO, G.P., MARTINS, M.C.T., MONTAGNER, C.C., HENRY, T.B., CARREIRA, R.S., 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. Mar. Pollut. Bull. 139, 157–162.

Plastics Europe. 2018. Plastics - the facts 2018. Retrieved from https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF _web.pdf.

RYAN P. G., MOLONEY C. L. 1990. Plastic and other artefacts on South African beaches: temporal trends in abundance and composition. S. Afr. J. Sci. 86, 450–452

RIOS, L.M., MOORE, C., JONES, P.R., 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. Marine Pollution Bulletin 54, 1230–1237.

SANTOS, I.R., BAPTISTA NETO, J.A., WALLNER-KERSANACH, M. 2008. Resíduos

Sólidos. Em: Poluição Marinha. Org. Baptista Neto, J.A. Wallner-Kersanach, M. Patchneelam, S.M. Rio de Janeiro: Interciência.

SANTOS I.R., FRIEDRICH A.C. AND BARRETTO F.P. 2005. Overseas garbage pollution on beaches of northeast Brazil. Marine Pollution Bulletin 50: 778-786.

SANTOS, I.R., FRIEDRICH, A.C., IVAR DO SUL, J.A., 2009. Marine debris contamination along undeveloped tropical beaches from northeast Brazil. Environ. Monit. Assess. 148, 455–462.

SINGH, H., ADAMS, J., MINDELL, D., FOLEY, B., 2000. Imaging underwater for archaeology. J. Field Archaeol. 27: 319-328.

SISINNO, C.L.S., 2002. Destino dos resíduos sólidos e industriais no Estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde. Fundação oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública – Tese.

Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. 2008. Biological degradation of plastics: A comprehensive review. Biotechnology Advances, 26(3), 246-265.

SPINACÉ, Márcia Aparecida da Silva; PAOLI, Marco Aurélio De. 2005. A Tecnologia da Reciclagem de Polímeros. In: Química Nova, Vol. 28, nº1, p. 65-72.

SUNDT, P., P.-E. Schulze And F. Syversen. 2014. Sources of microplastic pollution to the marine environment, Mepex for the Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet): 86p.

TANABE, S., 2004. POPs-need for target research on high risk stage. Marine Pollution Bulletin 48, 609–610.

TOMÁS J., GUITART R., MATEO R. and RAGA J.A. 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, Caretta caretta, from the Western Mediterranean. Marine Pollution Bulletin 44: 211-216.

THOMPSON R. C., OLSEN Y., MITCHELL R. P., DAVIS A., ROWLAND S. J., JOHN A. W. G., MCGONIGLE D., RUSSELL A. E. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? Science 304, 838.

VAN FRANEKER J.A., BLAIZE C., DANIELSEN J., FAIRCLOUGH K., GOLLAN J., GUSE N., HANSEN P.L., HEUBECK M., JENSEN J.-K., LE GUILLOU G., OLSEN B., OLSEN K.O., PEDERSEN J., STIENEN E.W.M., TURNER D.M., 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar Fulmarus glacialis in the North Sea. Environmental Pollution 159: 2609-2615.

VIANELLO, A., BOLDRIN, A., GUERRIERO P., MOSCHINO V., RELLA, R., STURARO, A., & DA ROSB, L. 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 130: 54-61.

VILELA, C.G.; BATISTA, D.S.; BAPTISTA NETO, J.A. ; CRAPEZ, M.; MCALLISTER, J.J. 2004. Benthonic Foraminifera distribution in a high polluted sedimentfrom Niterói Harbour (Guanabara Bay), Rio de Janeiro, Brazil. Anais da Academia Brasileira

de Ciências, 76(1): 161-171.

WATTERS, D.L., YOKLAVICH, M.M., LOVE, M.S., SCHRODEDER, D.M., 2010. Assessing marine debris in deep seafloor habitats off California. Mar. Pollut. Bull. 60, 131–138.

WORM B, SANDOW M, OSCHLIES A, LOTZE HK, MYERS RA. 2005. Global patterns of predator diversity in the open oceans. Science 309:1365–1369.

RETRATO DA PESCA ARTESANAL E RECREATIVA NA BAÍA DE GUANABARA/RJ

Felipe Duval
Márcio Macedo
Khaue Vieira
Patricia Farias
Renan Amorim
Carolina Ramos Menezes
Fabiana Cunha Leão Pompermayer
Estefan Monteiro da Fonseca

1. INTRODUÇÃO

No Brasil, ao longo dos últimos tempos, a zona costeira tem passado por uma série de modificações resultante do intenso desenvolvimento econômico (Preve et al., 2012). Dentre estas modificações está o processo de ocupação desenfreado, provocado não apenas pela instalação de novos portos, como também por pólos logísticos industriais associados a eles. Por fim, o incremento do comércio resultante das instalações dos novos empreendimentos leva a expansão imobiliária e estrutura de logística, configurando-se uma mudança extrema nas localidades onde são implantados (Cunha, 2006).

No caso específico da Baía de Guanabara, devido às suas características geomorfológicas particulares, esta sempre foi vista principalmente como uma potencial proteção para embarcações, vindo a abrigar portos, bases navais, estaleiros entre outras instalações que formam um complexo parque industrial (Kjerfve et al., 1997; Egler et al., 2003).

As atividades navais, por outro lado, requerem uma série de pré-requisitos para o seu bom andamento, como a manutenção de calado necessário para a circulação segura das embarcações, através de dragagens constantes e sequencial disposição do material subaquático escavado (Castro e Almeida, 2012). Assim, espera-se que ao decorrer da existência das atividades portuárias, uma série de impactos ambientais surjam. Estes podem estar associados à dispersão de material

descartado (Wurpts, 2006) e ao soterramento da fauna bentônica ou aos efeitos dos contaminantes (Fredette e French, 2004).

Significativa parte dos conflitos gerados pelas atividades de transporte, industriais e comerciais em regiões estuarinas se dão, principalmente, pelo uso dos recursos naturais. Um exemplo claro é a exclusão de determinadas áreas para a pesca por critérios de segurança (Fernandes et al., 2014). Por outro lado, a degradação do ambiente marinho, resultante da disposição de material escavado com o objetivo de manutenção do calado em estuários também é um exemplo importante (Erftemeijer et al., 2012). Neste segundo caso, o soterramento de certas áreas geralmente localizadas na plataforma continental, pode levar tanto à eliminação de áreas de pesqueiro (Lee et al., 2010), quanto à contaminação advinda de material dragado poluído (Fredette e French, 2004).

No caso específico da Baía de Guanabara, exemplos pretéritos foram os conflitos surgidos em torno dos impactos e possíveis danos à biota da Baía de Guanabara e Região Oceânica de Niterói e Rio de Janeiro, pela disposição de sedimentos contaminados de dragagens do Porto do Rio de Janeiro entre 2010 e 2011, em área oceânica (Castro e Almeida, 2012). Pescadores artesanais criticaram os potenciais impactos resultantes da obra, como a contaminação da água no entorno, degradação dos pesqueiros e perda da qualidade de vida. Os mesmos já reivindicavam na época uma avaliação prévia da qualidade da biota e da produtividade pesqueira, além do acesso prévio às informações do projeto de dragagem (Castro, 2012).

Baseado nas informações supracitadas, o presente capítulo procurou diagnosticar aspectos referentes a atuação dos pescadores artesanais no perímetro da Baía de Guanabara e adjacências. Os dados apresentados foram baseados no levantamento feito na ocasião da dragagem do Porto do Rio de Janeiro em 2015.

2. PESCA RECREATIVA

A pesca recreativa no interior da baía é realizada de duas formas: pessoas que possuem embarcações, em sua maioria de pequeno porte, que as utilizam esporadicamente ou nos finais de semana, ou grupos que alugam as embarcações que atuam na pesca profissional durante a semana, mas que os pescadores lucram mais alugando nos finais de semana para o turismo de pesca – na qual seu resultado independe da produção de pescado. Os principais pontos de concentração de embarcações utilizadas para a pesca recreativa são o Centro de Niterói (*Bay*

Market), a Praia das Pedrinhas, em São Gonçalo, e a Ilha do Governador, no Rio de Janeiro.

Grupos que buscam a pesca recreativa fora das águas da baía têm como ponto focal o Quadrado da Urca, onde praticamente todas as embarcações (frota acima das 100 embarcações) trabalham apenas com turismo de pesca.

O petrecho utilizado na pesca recreativa é a linha e anzol, podendo ser linha de mão ou com caniço. O Clube dos Marimbás, localizado em Copacabana, ao lado da Colônia Z-13, é especializado em turismo de caça submarina, onde mais de 30 lanchas são utilizadas, nos finais de semana, para esse fim.

3. A PESCA ARTESANAL

A pesca artesanal é uma atividade primária que possui base comunitária e, portanto, a sua dependência do espaço geográfico é vital. Os pescadores artesanais se utilizam de pequenas embarcações de reduzidas autonomias de operação e comprimento de fora-a-fora e usam modelos singulares e diversificados de exploração (considerada sustentável) dos biorecursos marinhos litorais (Santos et al., 2012). Assim, sugere-se a pesca artesanal como oposta "a pesca em larga escala, que por sua vez se utiliza de tecnologias mais avançadas além de grande capital, modalidade esta na qual os pescadores locais não participam (Platteau, 1989). Diante destes argumentos, a pesca artesanal pode ser definida como atividade de produtividade relativamente baixa e, por isso, fraca taxa de rendimento, cujo principal objetivo é a substistência da comunidade pesqueira local (Fao, 1975; Lawson, 1977; Smith, 1979). Particularmente no Brasil, devido a sua grande extensão e multiculturalidade, os pescadores artesanais se utilizam de diversos métodos e ferramentas de captura.

Na Baía de Guanabara, as comunidades pesqueiras artesanais são formadas, na sua maioria, por pequenos grupos de pescadores que vivem dispersos pela área litorânea. Essas comunidades se distribuem no entorno da Baía (Figura 1), representadas por 7 (sete) Colônias de Pescadores, sendo elas: Z-7 (Niterói e Maricá), Z-8 (Niterói e São Gonçalo), Z-9 (Itaboraí, Duque de Caxias, Magé e Guapimirim), Z-10 (Ilha do Governador), Z-11 (Penha, Bonsucesso, Ramos, Ilha do Fundão – Rio de Janeiro), Z-12 (Caju – Rio de Janeiro) e Z-13 (Urca, Copacabana e Recreio dos Bandeirantes – Rio de Janeiro). A localização das colônias pesqueiras na Baía de Guanabara e sua área de abrangência estão reunidas na Tabela 1.

Quando da dragagem do Porto do Rio de Janeiro em 2015, um diagnóstico da Pesca Artesanal Recreativa do entorno da Baía de Guanabara foi realizado com base na metodologia de pesquisa qualitativa denominada DRP (Diagnóstico Técnico Participativo). Tal metodologia foi desenvolvida durante a década de 70 por técnicos de agências européias não-governamentais, que realizavam projetos de desenvolvimento rural em países de terceiro mundo. O DRP foi introduzido no Brasil pelas organizações não-governamentais, que procuravam uma maneira simples e rápida de realizar diagnósticos, contando com a participação dos atores locais. (Fimes, 2003).

Tabela 1. Colônias de Pescadores na Baía de Guanabara

Colônia	Localização	Municípios de Jurisdição
Z-7	Itaipu, Niterói	Niterói (Região Oceânica) e Maricá
Z-8	Ponta da Areia, Niterói	Niterói (Região da Baía) e São Gonçalo
Z-9	Praia de Olaria, Magé	Itaboraí, Guapimirim, Magé e Duque de Caxias
Z-10	Ilha do Governador, RJ	Rio de Janeiro (Ilha do Governador)
Z-11	Ramos, RJ	Rio de Janeiro (Penha, Ramos, Bonsucesso e Cidade Universitária)
Z-12	Caju, RJ	Rio de Janeiro (Caju)
Z-13	Copacabana, RJ	Rio de Janeiro (Urca, Copacabana. Recreio)

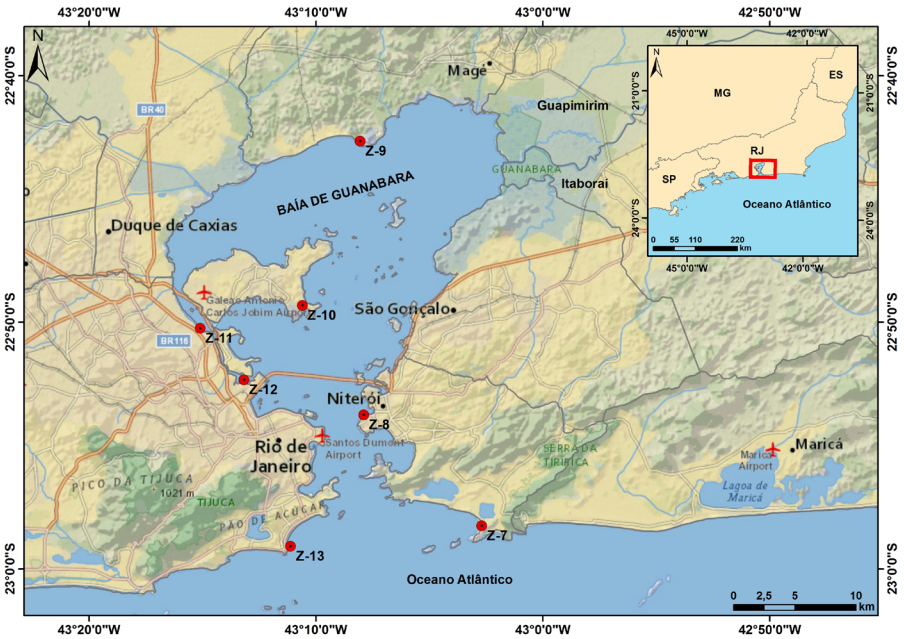


Figura 1 - Localização das Colônias de Pescadores na Baía de Guanabara.

A primeira etapa do diagnóstico consistiu no levantamento e mapeamento de todas as instituições e comunidades de pesca existentes no entorno da Baía da Guanabara. Os dados previamente adquiridos foram confirmados junto aos agentes da Federação dos Pescadores (FEPERJ), no ponto onde fica localizada a sede da Colônia Z8. Demais informações obtidas no momento da visita dizem respeito aos pontos de desembarque pesqueiro, que não constavam no levantamento prévio, e seus respectivos contatos, bem como a anuência da Federação para o desenvolvimento do diagnóstico.

O método utilizado para a amostragem dos pescadores e dos representantes das comunidades foi o *Snowball Sampling*, também conhecido como Cadeia de Informantes ou Método Bola-de-Neve. Este método é uma forma de amostragem não probabilística, apresentado por Goodman (1961), no qual os próprios entrevistados indicam novos stakeholders em potencial, sucessivamente (Baldwin e Munhoz, 2011). Esse procedimento é repetido algumas vezes, até que se alcance o ponto de saturação, ou seja, quando os novos entrevistados passam a repetir os conteúdos já obtidos em entrevistas anteriores, sem acrescentar novas informações relevantes à pesquisa. (Wha, 1994; Albuquerque, 2009). Neste estudo foram utilizadas diversas ferramentas e materiais de auxílio, indicados pela metodologia DRP, dos quais é importante destacar:

- Mapa da Baía de Guanabara e litoral adjacente, impresso em tamanho A1, onde foram delimitadas pelos pescadores as áreas utilizadas como pesqueiros (mapa falado);
- Questionário estruturado para caracterizar os diferentes tipos de pescas utilizadas;
- Entrevista semi-estruturada para captar percepções dos pescadores sobre a interação entre as atividades de pesca artesanal e a dragagem e disposição oceânica de sedimentos no ponto de bota-fora.

Durante o período de coleta de dados foram visitados quase todos os pontos que haviam sido previamente listados e mapeados na bibliografia existente.

A Tabela 2 apresenta as comunidades contempladas. Além das comunidades, também foram visitadas as associações e as cooperativas de pescadores reunidas na Tabela 3.

Segundo Rougemont e Pérez (2013), antes do ano 2000, os pescadores artesanais ocupavam 78% do espelho d'água na Baía. Ainda de acordo com os mesmos autores, atualmente este número decresceu para 12%. Até o ano 2000, havia aproximadamente entre 22 a 23 mil famílias vivendo direta ou indireta-

Tabela 2. Comunidades visitadas no âmbito do Diagnóstico da Pesca Artesanal

Colônia	Comunidades	Município
Z-7	Piratininga*	Niterói
	Itaipu	Niterói
	Itaipuaçu*	Maricá
	Ponta Negra*	Maricá
Z-8	Jurujuba	Niterói
	Bay Market	Niterói
	Travessa Praia Grande	Niterói
	Ponta da Areia	Niterói
	Ilha da Conceição	Niterói
	Gradim	São Gonçalo
	Pedrinhas	São Gonçalo
	Boa Vista*	São Gonçalo
	Porto do Rosa	São Gonçalo
	Praia da Luz*	São Gonçalo
	Itaoca	São Gonçalo
Z-9	Chacrinha*	Duque de Caxias
	Praia do Limão	Magé
	Figueira	Magé
	Olaria	Magé
	Piedade	Magé
	Paquetá	Rio de Janeiro
Z-10	Praia do Galeão	Ilha do Governador
	Praia da Bica	Ilha do Governador
	Engenhoca	Ilha do Governador
	Zumbi	Ilha do Governador
	Bancários	Ilha do Governador
	Tubiacanga	Ilha do Governador
Z-11	Marcílio Dias	Penha
	Ramos	Ramos
	Parque União*	Bonsucesso
	Vila do Pinheiro*	Bonsucesso
	Vila Residencial	Cidade Universitária
	Praia do Oi	Cidade Universitária
Z-12	Caju	Caju
	Quinta do Caju	Caju
Z-13	Quadrado da Urca	Urca
	Posto 6 - Copacabana	Copacabana
	Pontal do Recreio[1]	Recreio dos Bandeirantes

*As comunidades em destaque não foram visitadas, porém as informações foram devidamente levantadas. [1]Comunidade localizada fora da área de estudo.

mente da pesca, número que se reduz em 2013 a uma estimativa de 6 a 9 mil famílias. Outros autores ainda confirmam esta tendência de decréscimo (Rodrigues et al., 2007). No estudo de 2015 foram diagnosticados cerca de 6.400 pescadores (Tabela 4). Paralelamente ao levantamento feito em campo, acessou-se os dados

Tabela 3. Associações e Cooperativas de Pescadores visitadas

Associações e Cooperativas	Localização
Assoc. dos Pesc. e Amigos de São Pedro	Centro de Niterói
Assoc. dos Pesc. e Amigos da Praia Grande	Travessa Praia Grande, Niterói
Assoc. dos Pesc. Livres do Gradim e Adjacências	Gradim, SG
Assoc. de Pesc. da Praia das Pedrinhas	Praia das Pedrinhas, SG
Assoc. dos Pesc. e Escarnadeiras da Praia de São Gabriel	Itaoca, SG
Assoc. de Pesc. do Bancários	Praia das Pelônias, Ilha do Governador, RJ
Assoc. dos Pesc. Livres de Tubiacanga	Tubiacanga, Ilha do Governador, RJ
Cooperativa de Pesc. de Marcílio Dias	Conjunto M. Dias, Penha, RJ
Cooperativa Mista de Pesc. da Colônia do Caju	Armadores do Caju, RJ
Assoc. Livre de Pesc. da Quinta do Caju	Quinta do Caju, RJ

Tabela4. Número de pescadores cadastrados estimados pelas instituições.

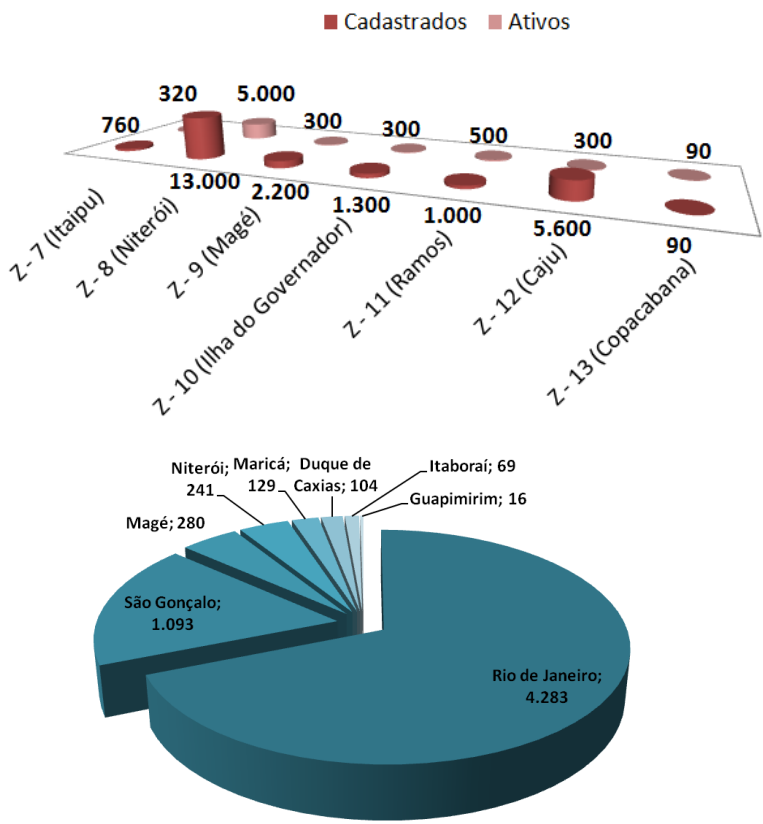


Figura 3. Municípios do entorno da Baia de Guanabara e o número de pescadores registrados no Registro Geral da Atividade Pesqueira (RGP), 30 de novembro de 2015.
Fonte: MPA - http://www.mpa.gov.br. Acesso em: 30/11/2015 . Org.: Autores, 2018.

do Ministério da Pesca, cujo valor indicado foi de 6.215 indivíduos, comprovando uma relativa qualidade dos dados obtidos em campo, apesar do caráter informal do método de levantamento das informações (Tabela 5).

No que se refere à frota pesqueira, atualmente a área de estudo se caracteriza de forma distinta entre a pesca realizada no interior da Baía de Guanabara e a pesca em mar aberto. As comunidades sob jurisdição das colônias Z-8, Z-9, Z-10, Z-11 e Z-12 realizam sua pescaria prioritariamente no interior da baía. No geral, as áreas de pesca dentro da baía são compartilhadas por pescadores de várias comunidades, e o que delimita essas áreas são: profundidade, tipo de fundo e áreas de Marinha restritas à pesca. Já a pescaria realizada exclusivamente em mar aberto é realizada pelos pescadores da Z13 – Copacabana e Z7 – Itaipu, sendo esta a maior frota que atua na área.

Com o objetivo de facilitar a compreensão e a visualização da utilização dos espaços da área de estudo pelas comunidades pesqueiras, foram propostas subdivisões (zonas de pesca) na região da Baía de Guanabara e costa adjacente, baseadas nas características geográficas das regiões (Figura 2). A tabela 6 descreve estas zonas.

As tipologias das embarcações pesqueiras artesanais diagnosticadas foram: bote sem motor, bote pequeno com/sem casaria, bote médio com/sem ca-

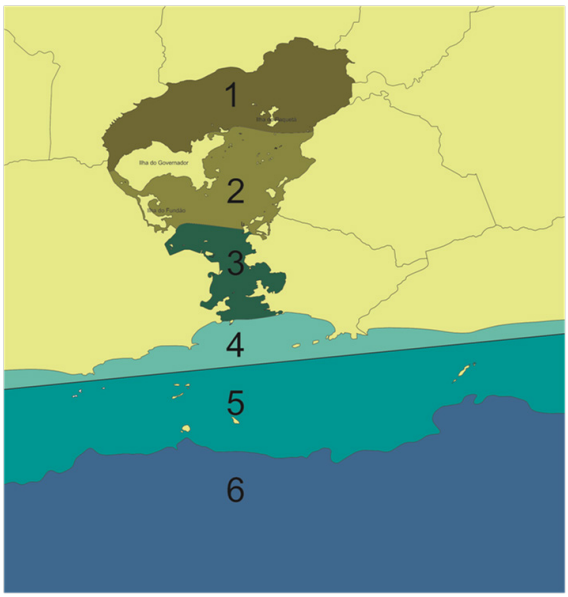


Figura 2 - Proposta de divisões das zonas de pesca da Baía de Guanabara.

Tabela 6. Proposição do zoneamento da Pesca na baía de Guanabara.

Zonas de pesca	Denominação	Caracterização
1	Fundo da baía	Do litoral norte até a Ilha do Boqueirão, região com muita influência de rios e abrigada.
2	Região Central	Do Boqueirão até a ponte Rio-Niterói, região com maiores profundidades, com presença de ilhas e ainda sob influência dos rios do fundo da baía.
3	Boca da Barra	Da Ponte Rio-Niterói até a Ilha de Cotunduba; região com maiores profundidades e pouca influência de rios.
4	Região Costeira	Da Ilha de Cotunduba até a Ilha Cagarras; região costeira bem próxima ao litoral.
5	Região das Ilhas	Da Ilha Cagarras até a isóbata de 50 metros.
6	Mar aberto	Além da isóbata de 50 metros.

saria, bote grande com casaria e lancha (Figuras 3 a 8). Cada tipo de embarcação é associada a uma arte de pesca, e o número de pescadores embarcados varia em função da estrutura (Tabela 7), comportando de 1 (um) pescador nas embarca-

Tabela 7. Classificação das Embarcações Pesqueiras Artesanais Org.: dos Autores, 2018.

Tipo	Descrição	Nº de Embarcados	Artes de Pesca
Bote sem motor	Não utilização de motor para propulsão. Casco de madeira ou fibra, sem casaria.	1 ou 2	Rede de emalhe / Linha e Anzol
Bote pequeno com casaria	Botes entre 4,5 a 6 metros de comprimento e motorização de centro, rabeta ou popa. Casco de madeira, fibra ou alumínio, sem casaria.	1 ou 2	Rede de emalhe / Linha e Anzol /Armadilha
Bote médio com casaria	Botes entre 6 a 8 metros de comprimento e motorização de centro ou popa. Casco de madeira, sem casaria.	1 ou 2	Rede de emalhe / Linha e anzol / Mergulho / Arrasto
Bote pequeno com casaria	Botes entre 6 a 8 metros de comprimento e motorização de centro. Casco de madeira, com casaria.	1 ou 2	Rede de emalhe / Linha e anzol / Arrasto
Bote médio com casaria	Botes entre 8 a 12 metros de comprimento e motorização de centro. Casco de madeira, com casaria.	8 ou 9	Cerco
Bote grande com casaria	Botes entre 12 a 16 metros de comprimento e motorização de centro. Casco de madeira, com casaria.	12 a 15	Cerco
Lancha	Lanchas com casco de fibra e motor de popa.	2 a 5	Mergulho

Figura 3 - Bote sem motor – Ilha da Conceição, Niterói.

Figura 4 - Bote com motor sem casaria – Olaria, Magé.

Figura 5 - Bote pequeno com casaria - Trav. Praia Grande.

Figura 6 - Bote médio com casaria - Ilha da Conceição.

Figura 7 - Bote grande com casaria - Jurujuba, Niterói.

Figura 8 - Lancha – Copacabana, RJ.

ções menores, como um barco sem motor, a 15 (quinze) pessoas em um bote grande com casaria. A frota mais numerosa observada entre as comunidades sob jurisdição das colônias Z-8, Z-9, Z-10, Z-11 e Z-12 é composta de botes pequenos e médios sem casaria, a remo ou a motor.

As artes de pesca utilizadas na Baía de Guanabara são a rede de emalhe, linha de anzol, cerco, arrasto de fundo e mergulho (Figuras 9 a 17). Dessas, a mais utilizada é a rede de emalhe. Chamada de diversas formas ao longo da costa brasileira, a rede de emalhar, rede de espera ou caçoeira consiste basicamente em panos de redes retangulares, mantidos na vertical com o auxílio de bóias na parte superior e pesos de chumbo na parte inferior. São utilizadas fixas, capturando passivamente peixes que ficam retidos nas malhas (Brandt, 1984).

Figura 9. Exemplo de rede de Emalhe (Pryshton e UMMUS, 2017).

O seu uso é observado através de redes fixas ao substrato (rede de espera de fundo), ou flutuando na superfície e a meia água na pesca de caceio. Os locais de atuação mais comuns nesse tipo de arte são no interior da baía, embora atuem também no fundo e na área externa. O comprimento das redes varia muito, de acordo com a capacidade de investimento dos pescadores. Os tipos de redes observados foram singela - com um pano de malha única, e rasca - que trabalha com três panos intercalados, sendo os dois externos com malha acima dos 100 mm e o pano interior com malha entre 50-60 mm. As espécies-alvo desse tipo de arte são linguado, corvina, bagre, tainha, camarão, tamboril, viola, cação-anjo, anchova, olho-de-cão, pescadinha, parati, espada, serra, bonito e cação.

A segunda arte mais utilizada nas comunidades pesqueiras é a linha de anzol. Sua área de atuação localiza-se desde as áreas internas, com pouca profundidade, até a região oceânica. As espécies-alvo da linha de anzol são corvina, bagre, tainha, cação, anchova, olho-de-cão, pescadinha, peroá, pargo, namorado, polvo, lula, garoupa, piraúna, pescada, batata, cherne queimado e dourado.

O cerco é uma das artes mais antigas introduzidas pelos imigrantes espanhóis e portugueses no litoral do Rio de Janeiro. Atualmente sua frota está bastante diminuída, embora já tenha sido considerada uma das mais importantes do estado, atuando sobre a pesca de sardinhas. Utilizando petrechos com malha

Figura 10 - Pescador do Porto do Rosa realizando manutenção na rede.

Figura 11 - Arrumação do espinhel, Praia das Pelônias, Ilha do Governador.

Figura 12 - Desembarque de embarcação de cerco em Jurujuba, Niterói.

Figura 13 - Embarcação de arrasto da Quinta do Caju. Detalhe nas portas que mantém a rede aberta na popa.

Figura 14 - Siris pescados com puçá, em Piedade – Magé.

Figura 15 - Material utilizado para construção dos currais – Praia do Limão

Figura 16 – Peixe acondionado após atividade pesqueira.

Figura 17 – Pescadores puxando rede na praia.

entre 13-25 mm entre nós adjacentes, altura de rede entre 30 e 40 metros com um comprimento de 200 a 500 metros. As espécies mais capturadas são sardinha boca torta, savelha, parati e tainha, também capturando corvina, pescadinha e piraúna. A sua área de atuação abrange desde as áreas internas, com pouca profundidade, até a região oceânica, ocasionalmente.

A arte de pesca de arrasto de fundo foi introduzida pelos imigrantes portugueses por volta da década de 40, e também já foi uma das principais pescarias da Baía de Guanabara. Segundo Rodrigues et al. (2007), sua categoria principal capturada é o camarão rosa. Porém, por ser um petrecho de baixa seletividade (Rodrigues et al., op. cit.), a quantidade de espécies que compõem a fauna acessória ou acompanhante dessa pescaria tem um amplo espectro, em sua maioria organismos relacionados com o fundo como corvinas, bagres, linguados e siris. Esse tipo de arte é característica do interior e fundo da Baía de Guanabara.

A pesca de mergulho se caracteriza por utilizar as pedras, lajes e ilhas da região interna da Baía de Guanabara ou suas ilhas e lajes costeiras da região adjacente. Pode ser realizada em apneia ou com o auxílio de compressor. Na caça submarina, um dos tipos da pesca de mergulho, as espécies-alvo são garoupa, robalo, sargo, cherne, olho de boi e badejo. Na coleta são capturados mexilhões, através da raspagem com cavadeira dos costões e pilares da Ponte Rio-Niterói.

Os principais pontos de desembarque pesqueiro identificados foram o cais da Travessa Praia Grande, Jurujuba, Bancários, Ilha da Conceição, Ponta da Areia, Praia do Oi, Gradim, Copacabana e Itaipu. Apenas no Gradim e na Colônia Z-8 existe pregão para a venda do pescado. Nos demais pontos o pescado é desembarcado e vendido diretamente a atravessadores já pré-determinados. As embarcações com produção pequena desembarcam nas suas próprias comunidades, onde é realizada a venda local no varejo.

Algumas embarcações de grande porte, tipo traineiras, não atuam mais na pesca interior, pois o custo de saída não compensa o retorno gerado com o pescado. Apenas a frota de cerco de sardinha de Jurujuba, algumas traineiras de cerco afiliadas à Z11 – Ramos e os coletores de mexilhão da Associação de Pescadores e Amigos de São Pedro (Bay Market), em Niterói, têm atuado e realizam a pesca tanto no interior da baía quanto em mar aberto, fora da Baía de Guanabara.

A frota das colônias Z13 – Copacabana e Z7 – Itaipu é composta por botes pequenos e médios sem casaria, a remo ou a motor, e as principais artes de pesca encontradas nestas colônias foram: rede de emalhe e linha e anzol; redes de arrastão de praia em Itaipu e Piratininga; pescaria de espinhel de fundo e de

superfície; e pescaria de mergulho, utilizando compressor ou na apneia. A área utilizada por esses pescadores é prioritariamente da costa até a Ilha Redonda nos limites norte/sul, e das Ilhas Maricás até as Ilhas Tijucas, nos limites leste/oeste.

4. DETALHAMENTO DA ATIVIDADE PESQUEIRA, POR ÁREA DE JURISDIÇÃO DAS COLÔNIAS

4.1 COLÔNIA Z-7

A região que compreende as comunidades de pescadores artesanais de Itaipu e Piratininga (Niterói), e Itaipuaçu e Ponta Negra (Maricá) (Figura 18) possui cerca de 320 pescadores ativos.

Conforme observado na tabela 8, a frota apesentada pela Colônia Z-7 possui aproximadamente 330 embarcações dedicadas à pesca artesanal, distribuídas entre as comunidades, e caracterizada principalmente por botes a motor sem casaria, dedicados à pesca com rede de emalhe, linha de mão e espinhel de fundo. Dentre as embarcações da região, apenas 7 não possuem motor, as quais estão dedicadas à modalidade de arrastão de praia em Itaipu e Piratininga, únicos locais da área de estudo onde ela ocorre. Os pescadores dessas quatro comunidades não

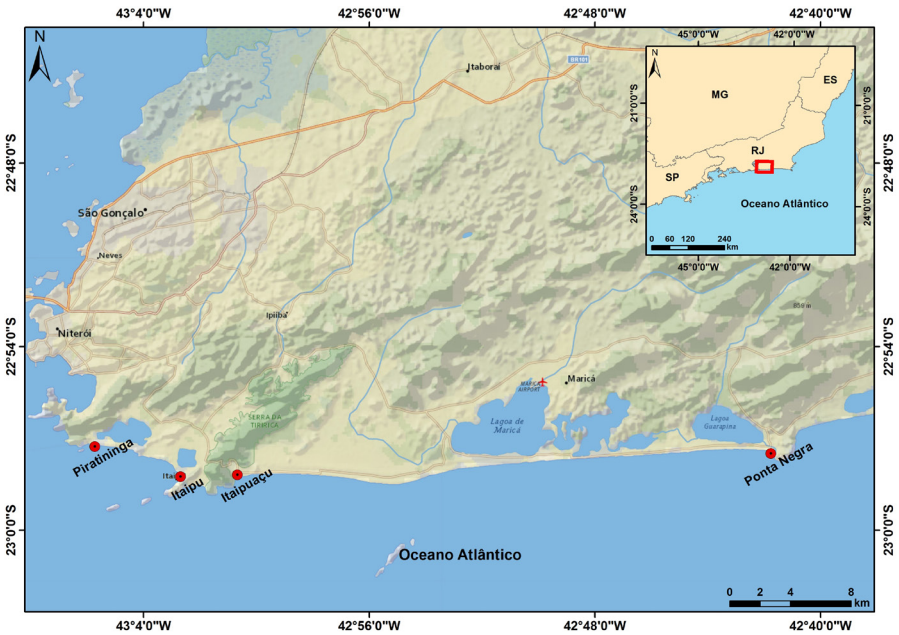


Figura 18 - Comunidades de Pesca sob jurisdição da Z-7.

Tabela 8. Caracterização geral da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-7.

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Itaipu, Piratininga, Itaipuaçu e Ponta Negra	7 botes sem motor	arrastão de praia	4
	cerca de 280 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe, linha de mão e espinhel de fundo	4 e 5
	6 botes médios com casaria	rede de emalhe	
	cerca de 30 botes a motor, sem casaria	mergulho	4 e 5
	1 bote grande com casaria	linha de mão e mergulho	4, 5 e 6
	8 botes médios com casaria	espinhel de superfície	6

adentram a Baía de Guanabara para pescar. Essas embarcações realizam a pesca na região costeira e na região das ilhas (zonas 4 e 5).

Ainda de acordo com o que observa-se na Tabela 9, as áreas de pesca prioritárias da frota da Z-7 encontram-se na área costeira e na região das ilhas, entretanto algumas embarcações de médio e grande porte alcançam a área de mar aberto (Zona 6), para realizar pescaria com espinhel de superfície e linha e anzol. Do total da frota, as que pescam nessa região totalizam 9 embarcações, sendo 8 botes médios e 1 bote grande, todos com motor e casaria. Na figura 19 a seguir estão descritas as áreas alcançadas pela frota da Z-7.

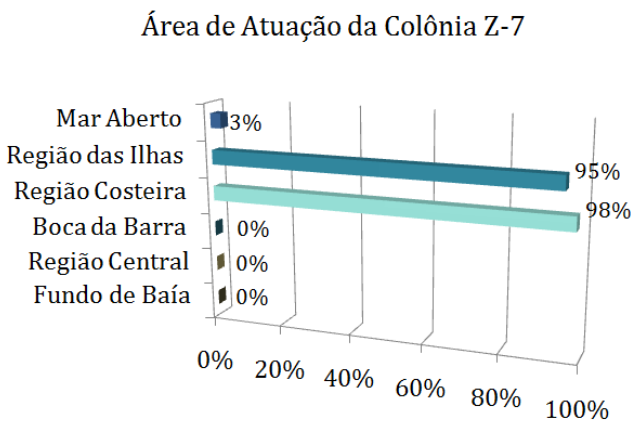


Figura 19 - Zonas de pesca da frota da Z-7.

Tabela 9. Caracterização da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-8 em Niterói.

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Jurujuba	cerca de 6 botes sem motor	rede de emalhe	3
	cerca de 6 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	3 e 4
	cerca de 10 botes médios com casaria	cerco	3 e 4
	cerca de 5 botes grandes com casaria	cerco	3 e 4
Bay Market	12 botes a motor, sem casaria	mergulho	3, 4 e 5
	2 botes médios com casaria	mergulho	3, 4 e 5
Travessa Praia Grande	cerca de 30 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	1, 2 e 3
		linha de mão e espinhel de fundo	3
		armadilha	3
	cerca de 10 botes pequenos com casaria	linha de mão	5
	cerca de 3 botes médios com casaria	linha de mão	5
Ilha da Conceição	13 botes médios com casaria	arrasto	1 e 2
	14 botes grandes com casaria	arrasto	1 e 2
	15 botes sem motor	rede de emalhe, linha de mão e espinhel de fundo	2 e 3
	30 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe, linha de mão e espinhel de fundo	2, 3, 4 e 5
	6 botes grandes com casaria	cerco	4
	8 botes médios com casaria	linha de mão	6

4.2 COLÔNIA Z-8

A Colônia Z-8 possui uma grande área de jurisdição, englobando boa parte do município de Niterói e o município de São Gonçalo, com a estimativa de cerca de 5.000 pescadores ativos. Como foi identificado que as características da pesca nesses municípios são bem distintas as análises serão apresentadas em separado para maior clareza.

As comunidades de pescadores em Niterói, sob responsabilidade da Z-8, estão localizadas em Jurujuba – onde está presente o cais de desembarque da colônia, e que atende as embarcações de maior porte, principalmente de cerco – Centro de Niterói – onde se encontram as Associações de Pescadores Amigos

de São Pedro (Bay Market), cuja espécie alvo é o mexilhão – e da Travessa Praia Grande, onde além dos pescadores locais, outras embarcações desembarcam em seu cais para levar o pescado para o leilão na Z-8. Outro ponto de destaque é a Ilha da Conceição, que abriga desde pequenos botes a motor sem casaria, até embarcações de grande porte da frota industrial (Figura 20).

Também em Niterói está localizada a Ponta D'Areia, importante ponto de desembarque e abastecimento de embarcações de maior porte e concentração de embarcações que prestam serviço de frete e transporte.

As quatro comunidades da Z-8 em Niterói (Jurujuba, Bay Market, Travessa Praia Grande e Ilha da Conceição) possuem uma frota total de aproximadamente 170 embarcações, e é uma frota heterogênea, com embarcações desde botes sem motor até botes grandes com casaria, destinados à pesca de cerco (Tabela 9).

Os pescadores da Z-8 em São Gonçalo estão distribuídos entre as comunidades do Gradim, onde também existe leilão de pescado, e por isso é um importante local de desembarque de pequenas embarcações oriundas de outras regiões da Baía de Guanabara; Praia das Pedrinhas, principal concentração de embarcações do Município, Boa Vista e Porto do Rosa, onde os botes permanecem aportados nos ranchos de pesca localizados ao longo dos rios que cortam a região;

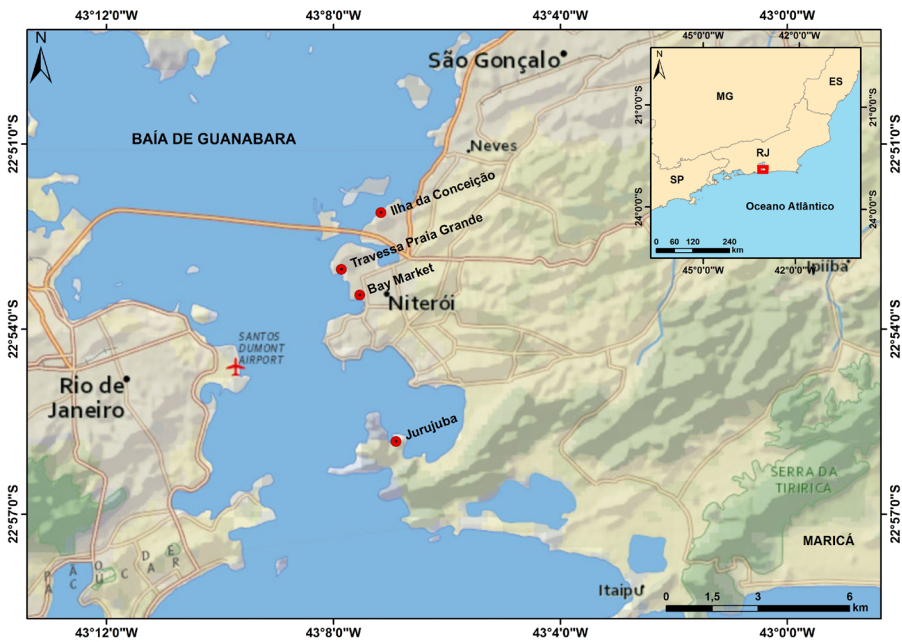


Figura 20 - Comunidades de Pesca do Município de Niterói sob jurisdição da Z-8.

e Praia da Luz e Itaoca, com grande concentração de botes sem motor e presença de currais de pesca (Figura 21).

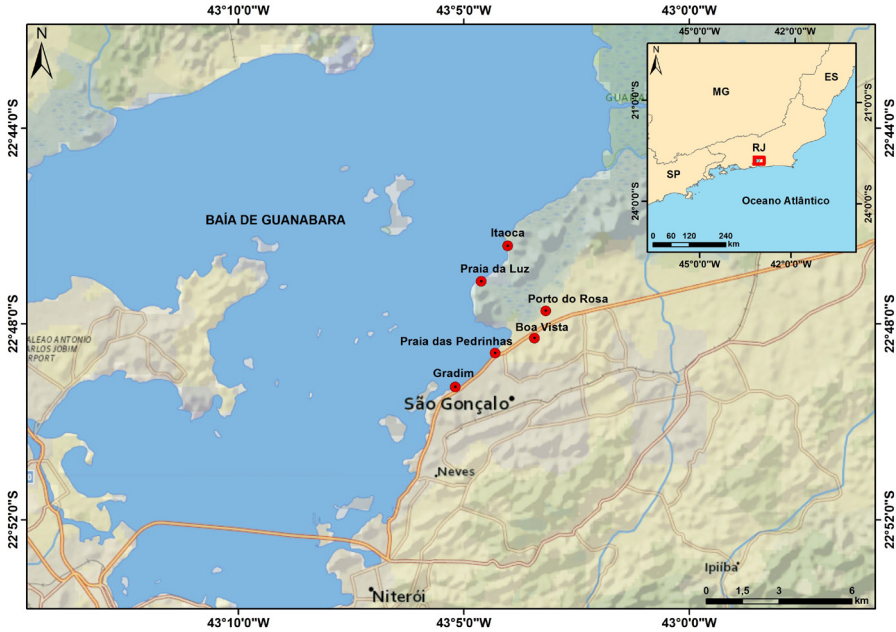


Figura 21 - Comunidades de Pesca do Município de São Gonçalo sob jurisdição da Z-8.

Nessa região concentra-se a maior frota de pesca artesanal da área de estudo, totalizando cerca de 730 embarcações, prioritariamente botes sem casaria (Tabela 10).

A frota de Niterói tem alcance em todas as Zonas de pesca da área de estudo, com maior atividade entre as Zonas 1 a 5, porém oito embarcações provenientes da Ilha da Conceição realizam a pesca com linha de mão exclusivamente na Zona 6. Já a frota de São Gonçalo tem atuação prioritária no interior da Baía de Guanabara (Zonas 1, 2 e 3), alcançando no máximo a Zona 4 (região costeira) (Figura 22).

Tabela 10: Caracterização geral da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-8 em São Gonçalo

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Gradim	cerca de 100 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe e espinhel de fundo	1, 2 e 3
Pedrinhas	cerca de 300 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	1, 2 e 3
	cerca de 30 botes médios com casaria	arrasto	1, 2, 3 e 4
Boa Vista	cerca de 50 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	1, 2 e 3
	3 botes pequenos com casaria	arrasto	1, 2 e 3
Porto do Rosa	cerca de 50 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	1, 2 e 3
	1 bote pequenos com casaria	arrasto	1, 2 e 3
Praia da Luz e Itaoca	cerca de 140 botes sem motor	armadilha	1
	8 botes a motor, sem casaria	Rede de emalhe, espinhel de fundo e curral	1 e 2
	cerca de 52 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	1 e 2
		espinhel de fundo	2

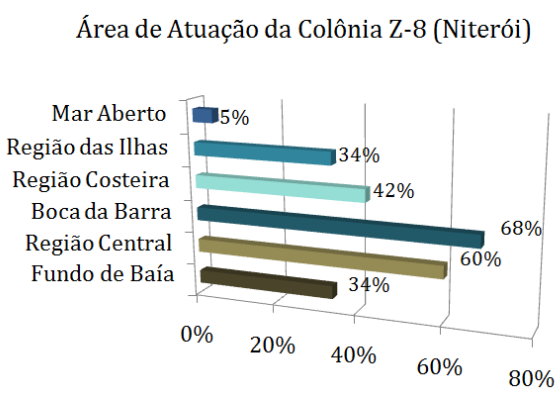


Gráfico 5: Área de Atuação da Colônia Z-8 (Niterói)

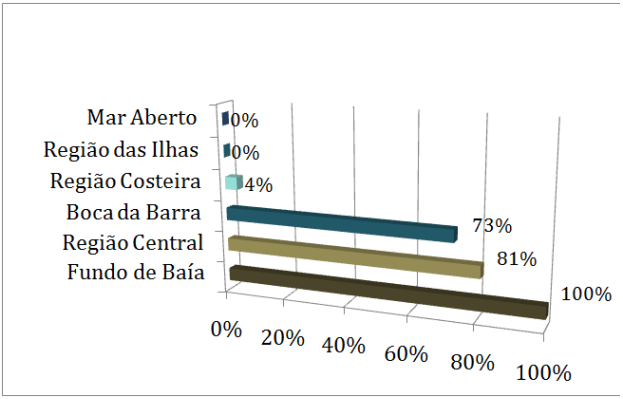


Gráfico 6: Área de Atuação da Colônia Z-8 (Niterói)

4.3 COLÔNIA Z-9

A Colônia Z-9 possui, aproximadamente, 300 pescadores artesanais ativos, distribuídos por seis comunidades, sendo quatro localizadas no Município de Magé, uma em Duque de Caxias, além da Ilha de Paquetá, no Rio de Janeiro (Figura 23).

A comunidade da Ilha de Paquetá conta com apenas 14 botes, todos a motor e sem casaria. As outras cinco comunidades somadas possuem cerca de 300 botes, também a motor e sem casaria (Tabela 11).

Os pescadores artesanais das comunidades da Colônia Z-9 atuam no interior da Baía de Guanabara, restritos ao Fundo da Baía (Zona 1) e Região Central (Zona 2). Usam basicamente rede de emalhe, além da presença marcante dos currais de pesca localizados no Fundo da baía (Figura 24).

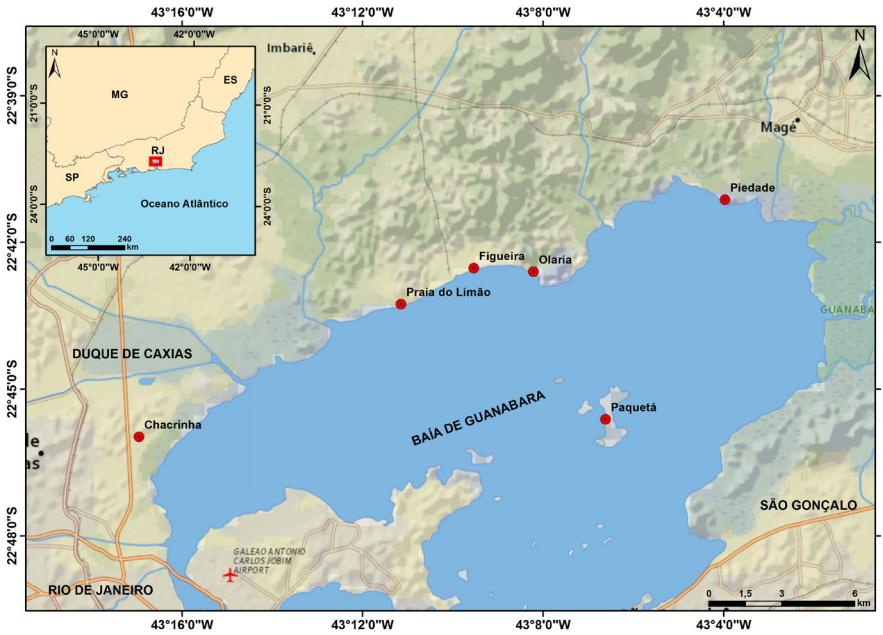


Figura 23 - Comunidades de Pesca sob jurisdição da Z-9

Tabela 11. Caracterização geral da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-9.

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Chacrinha, Praia do Limão, Figueira, Olaria e Piedade	cerca de 300 botes a motor, sem casaria	curral	1
		rede de emalhe	1 e 2
Paquetá	cerca 12 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	1 e 2
	2 botes a motor, sem casaria	mergulho	1 e 2

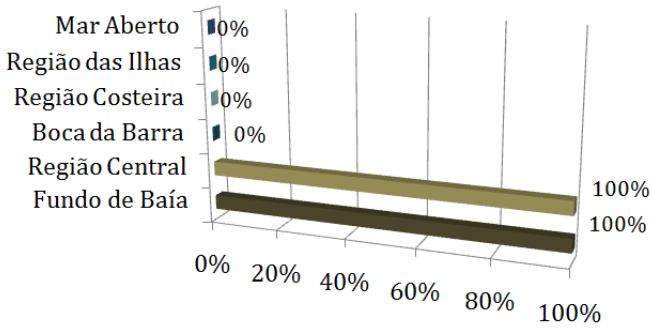


Figura 24 - Zonas de pesca da frota da Z-9.

4.4 COLÔNIA Z-10

A Colônia Z-10, localizada na Ilha do Governador (Figura 25), possui um total de cerca de 300 pescadores ativos, distribuídos entre as comunidades de Tubiacanga, local de maior concentração de pescadores, Bancários, onde existe cais e rancho estruturados, construídos com verba de compensação da indústria do petróleo, praias de Engenhoca e Zumbi, com uma pequena frota de arrasto, e Praia do Galeão, onde a maioria dos grupos realiza a pesca esporádica.

A Colônia Z-10, que há pouco tempo se encontrava fechada (INTERDRAGAS, 2013), vem passando por um processo de reativação e reestruturação do quadro diretor, com ação prioritária de reaproximação da colônia com os antigos associados e novos pescadores locais.

A frota total estimada da Ilha do Governador é de 170 embarcações, prioritariamente de pequeno porte (botes sem casaria, com ou sem motor). Na região, atualmente existem apenas três botes pequenos com casaria em atividade dedicados a pesca de arrasto, localizados no Zumbi, e um bote médio com casaria, em Tubiacanga (Tabela 12).

Os pescadores artesanais da Ilha do Governador atuam quase que exclusivamente no interior da Baía de Guanabara, principalmente no Fundo da Baía (Zona 1) e na Região Central (Zona 2). Apenas o bote médio com casaria, da comunidade de Tubiacanga, pesca fora da Baía de Guanabara, utilizando rede de emalhe, nas Zonas Costeira e Região das Ilhas (Zonas 4 e 5, respectivamente) (Figura 26).

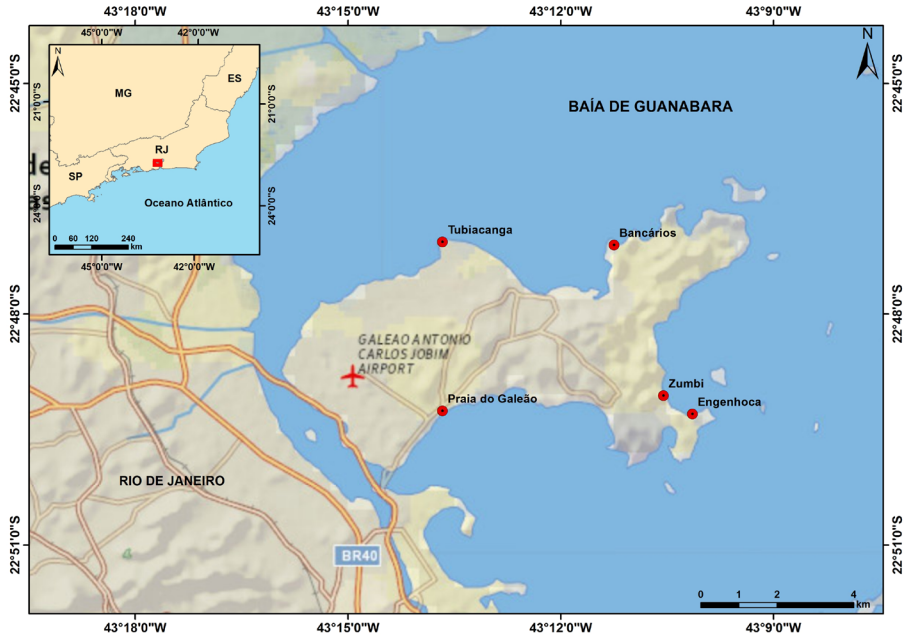


Figura 25 - Comunidades de Pesca sob jurisdição da Z-10.

Tabela 12. Caracterização geral da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-10.

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Praia do Galeão	7 botes sem motor	rede de emalhe	2
	cerca de 30 botes pequenos sem casaria	rede de emalhe	2
Engenhoca e Zumbi	3 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	2
	3 botes pequenos com casaria	arrasto	2
Bancários	15 botes sem motor	rede de emalhe e espinhel de fundo	1 e 2
	15 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe e espinhel de fundo	1 e 2
Tubiacanga	cerca de 50 botes sem motor	linha de mão, espinhel de fundo e armadilha	1
	cerca 50 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe e espinhel de fundo	1, 2 e 3
	1 bote médio com casaria	rede de emalhe	4 e 5

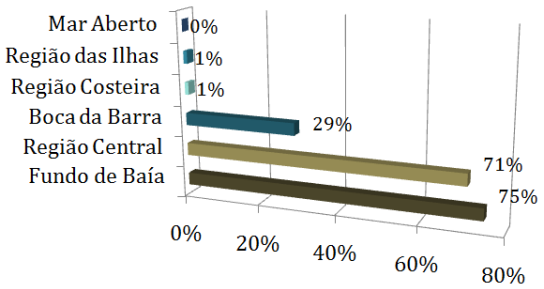


Figura 26 - Zonas de pesca de frota da Z-10.

4.5 COLÔNIA Z-11

A área de jurisdição da Colônia Z-11 abrange os bairros de Ramos, onde está localizada sua sede, Penha, Bonsucesso e Cidade Universitária. Somam ao todo cerca de 500 pescadores artesanais ativos, distribuídos entre comunidades de baixa renda (Figura 27)

Na região existem duas fábricas de gelo que atendem aos pescadores locais, localizadas na sede da colônia, ao lado do Piscinão de Ramos, e na Cooperativa de Pescadores de Marcílio Dias (MARCOOP), além de carpinteiros e mecânicos, também em ambas as sedes.

A frota da região possui cerca de 100 embarcações, desde botes sem motor, equipados com rede de emalhe, a botes grandes com casaria, dedicados ao cerco, e distribuídos de forma homogênea dentre as comunidades ao longo de sua região, ou seja, não existe um ponto principal de concentração de embarcações pesqueiras (Tabela 13).

A principal área de pesca da frota da Z-11 é a região Central da Baía de Guanabara (Zona 2), utilizado por mais de 90% das suas embarcações, porém toda a área da baía e a zona costeira também recebem pescadores desta colônia. Apenas três embarcações alcançam a Região das Ilhas (Zona 5), sendo um bote médio com casaria, que trabalha com rede de arrasto, e dois botes grandes com casaria que pescam de cerco (Figura 28).

Tabela 13. Caracterização geral da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-11.

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Marcílio Dias	cerca de 7 botes sem motor	rede de emalhe	1 e 2
	cerca de 8 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	1 e 2
	1 bote médio com casaria	arrasto	2, 3 e 4
	2 botes grandes com casaria	cerco	2, 3, 4 e 5
Ramos	cerca de 15 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	2, 3 e 4
	5 botes médios com casaria	cerco	1, 2 e 3
	2 botes pequenos com casaria	arrasto	2
	1 bote médio com casaria	arrasto	2 e 5
Parque União	cerca de 10 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	2, 3 e 4
Vila do Pinheiro	cerca de 10 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe	2, 3 e 4
Vila Residencial	7 botes sem motor	arrasto e rede de emalhe	1, 2 e 3
	7 botes a motor sem casaria		
Praia do Oi	4 botes médios com casaria	cerco	2, 3 e 4
	cerca de 22 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe e linha de mão	2

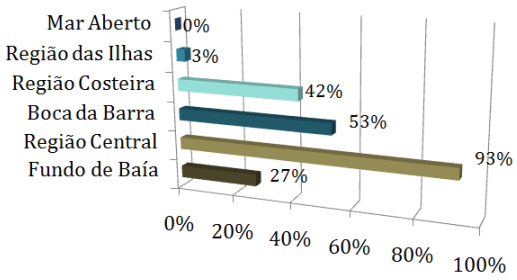


Figura 28 - Zonas de pesca da frota da Z-11.

4.6 COLÔNIA Z-12

A Colônia Z-12, que já foi o principal porto das traineiras de cerco na Baía de Guanabara, e pólo dispersor de tecnologia da pesca de arrasto trazida pelos portugueses e espanhóis no início do século XX (SEBRAE, 2009), atualmente encontra-se praticamente desativada e sucateada, e sem representatividade perante seus associados. A sede da Colônia encontra-se abrigada na sede da COOPESCAJU, com quem divide seu quadro diretivo, e conta apenas com uma secretária, que estima ter na sua área de abrangência cerca de 5600 fichas de pescadores, porém destes apenas 300 estariam ativos (Figura 29).

É na comunidade da Quinta do Caju que se encontra o principal porto de atracação das embarcações pesqueiras desta colônia, uma carreira para reparos, além de ser área de residência dos pescadores da região.

Atualmente a frota dedicada à pesca na área da Z-12 se encontra bastante reduzida, já que tradicionalmente suas embarcações atuavam fortemente em pescarias que hoje se encontram colapsadas na região, que são o cerco e o arrasto. As embarcações remanescentes seguem utilizando as mesmas artes de pesca, porém totalizam apenas 51 barcos (Tabela 14).

As zonas de pesca principais dessa colônia são a região central (zona 2) e a boca da barra (zona 3), áreas prioritárias dentro da Baía para a pesca de cerco e arrasto. Sua frota ainda opera no fundo da baía (zona 1) e apenas dois botes grandes com casaria trabalham na região costeira (zona 4) (Figura 30).

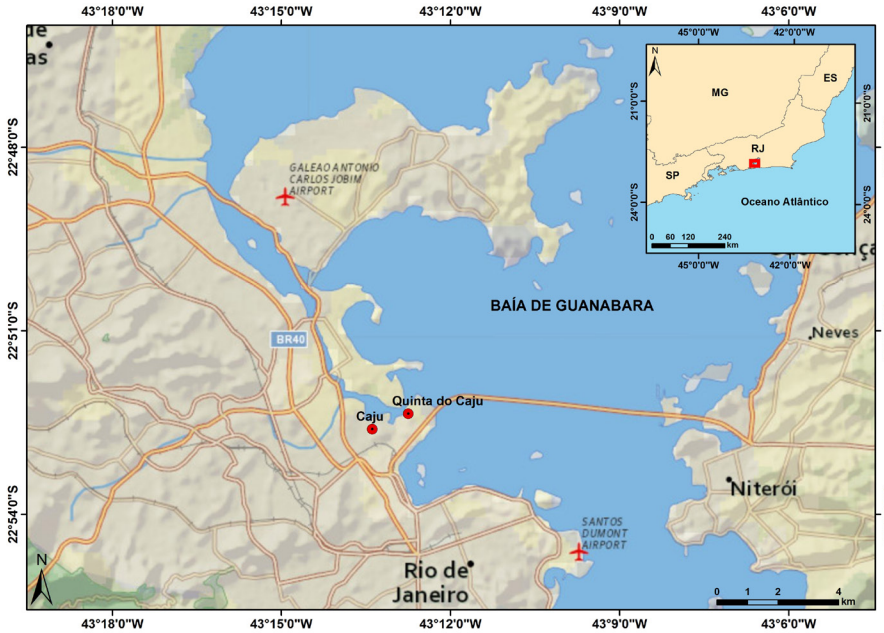


Figura 29 - Comunidades de Pesca sob jurisdição da Z-12.

Tabela 14. Caracterização geral da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-12.

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Caju (COOPESCAJU)	cerca de 20 botes a motor, sem casaria	arrasto	2 e 3
	cerca de 10 botes pequenos com casaria		
	cerca de 10 botes grandes com casaria	cerco	1, 2 e 3
Quinta do Caju	2 botes grandes com casaria	cerco	1, 2, 3 e 4
	cerca de 9 botes a motor, sem casaria	arrasto	2 e 3

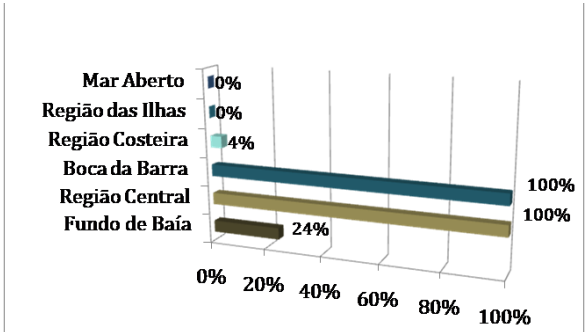


Figura 30 - Zonas de Pesca da frota da Z-12.

4.7 COLÔNIA Z-13

A Colônia Z-13, localizada no Posto 6, em Copacabana, é a responsável pelos pescadores que atuam nessa praia, e também no Quadrado da Urca, Lagoa Rodrigo de Freitas, até o Pontal do Recreio, sendo que estes últimos pescam apenas até as Ilhas Tijucas. A Colônia conta atualmente com cerca de 90 pescadores que atuam na área de estudo, distribuídos entre Copacabana e Urca (Figura 31), e seus representantes não souberam estimar quantos pesca-

Figura 31 - Comunidades de Pesca sob jurisdição da Z-13.

dores estão localizados na Barra da Tijuca e Recreio dos Bandeirantes, que não pescam na área de interesse.

A frota da Z-13, é composta por 23 botes a motor sem casaria (20 em Copacabana e 3 no Quadrado da Urca), que pescam com rede de emalhe e linha de mão, e 3 lanchas de mergulho (Tabela 15). Muitos pescadores tradicionais que pescam de mergulho em Copacabana costumam pegar carona nas lanchas esportivas que saem para mergulhar do Clube dos Marimbás.

Tabela 15. Caracterização geral da atividade pesqueira artesanal nas comunidades da Colônia Z-13.

Comunidade	Frota	Petrecho	Zona
Quadrado da Urca	3 botes a motor, sem casaria	linha de mão	3, 4 e 5
Posto 6 - Copacabana	cerca de 20 botes a motor, sem casaria	rede de emalhe, linha de mão	4 e 5
	3 lanchas para mergulho	mergulho	4 e 5

No Quadrado da Urca, além dos 3 botes dedicados à pesca artesanal profissional, existem cerca de outros 130 embarcações dedicadas ao turismo e pesca recreativa, realizada com linha de mão, dentro ou fora da Baía de Guanabara.

Os pescadores artesanais das comunidades da Colônia Z-13 atuam prioritariamente nas Regiões Costeiras (Zona 4) e nas Ilhas (Zona 5). Apenas os botes localizados no Quadrado da Urca pescam na Boca da Barra (Zona 3). Nenhuma embarcação de Copacabana costuma pescar em Mar Aberto (Zona 6) (Figura 32).

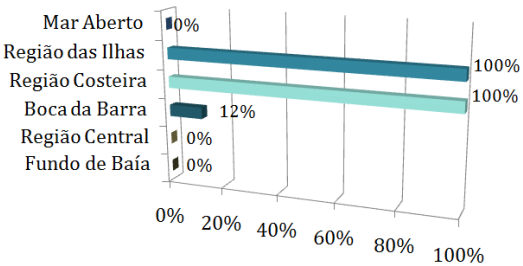


Figura 32 - Zonas de pesca da frota da Z-13 Figura 32 - Zonas de pesca da frota da Z-13.

5. PRINCIPAIS ESPÉCIES CAPTURADAS, COMERCIALIZAÇÃO E RELAÇÕES DE PROPRIEDADE

Na região interna da Baía de Guanabara, a pesca artesanal, segundo os pescadores, é sustentada principalmente pelas espécies Corvina, Tainha e Bagre, com destaque maior para a Corvina. Segundo o relato de um pescador de Magé: "O peixe da baía é a corvina. Se acabar, o pescador pode aposentar a rede". Já na área costeira, fora da Baía de Guanabara, a Tainha e a Corvina também são pescadas, porém a lista de espécies alvo é mais extensa, sendo as espécies mais citadas pelos pescadores: Anchova, Pescada, Olho de Cão, além de pescados mais nobres, como Linguado, Tamboril, Viola, Garoupa e Badejo.

O fato de espécies de baixo valor comercial, como a Corvina, a Tainha e o Bagre, se destacarem como espécies alvo no interior da baía, demonstra a falta de opções encontradas pelos pescadores nesse ambiente, sendo estas espécies as que ainda possuem um estoque viável de exploração, em um ambiente que apresenta um alto grau de degradação.

O baixo valor comercial do pescado reflete na estrutura da frota e petrechos utilizados e pode interferir também nas condições de desembarque e venda do produto. Em toda a área da Baía de Guanabara, existem apenas dois pontos de leilão de pescado: a sede da Colônia Z-8, em Niterói e a sede da APELGA, no Gradim, em São Gonçalo, sendo que a Colônia Z-8 não possui cais, e os pescadores, que utilizam o cais da Travessa da Praia Grande para desembarcar, ainda arcam com o frete para levar seu pescado para o leilão.

Outros importantes pontos de desembarque pesqueiro identificados foram Jurujuba, Bancários, Ilha da Conceição, Ponta da Areia e Praia do Oi, onde o pescado é desembarcado e vendido diretamente a atravessadores já pré-determinados. As embarcações com produção pequena (maioria da frota da Baía de Guanabara) desembarcam nas suas próprias comunidades, onde é realizada a venda local no varejo. Os pescadores filiados às colônias Z-7 (Itaipu) e Z-13 (Copacabana), que pescam exclusivamente fora da baía, têm seu desembarque nas praias, e o pescado é vendido diretamente ao público em bancas, ou repassado para peixarias ou restaurantes locais.

Em relação à frota, foi relatada a tendência de embarcações de médio e grande porte não atuarem mais na pesca no interior da baía, pois o custo de saída não compensa o retorno gerado com o pescado, e os pescadores optam por

trabalhar em embarcações de pequeno porte (botes a motor sem casaria). Exceto para a frota de cerco, que utiliza embarcações de maior porte e mais pescadores a bordo, e apresenta uma relação de Armador X Mestre X Tripulantes, as demais embarcações utilizam apenas 1 ou 2 pescadores embarcados, onde normalmente o dono da embarcação é um dos pescadores, e a divisão do lucro (renda obtida subtraído o custo de saída) é feita em 3 partes, 1 parte para o barco, e 1 parte para cada pescador. Essa divisão possibilita que os donos dos botes, quando não podem sair para pescar, permita que outros pescadores utilizem seu equipamento, com o repasse de 1/3 do lucro como pagamento. Essa prática recorrente, principalmente para os botes sem casaria, garante que um número maior de famílias, predominantemente de comunidades mais carentes, tenha a opção da pescaria para complemento de renda e sustento.

Na atividade da pesca artesanal da área de estudo não foi encontrada a relação de trabalho celetista (Carteira de Trabalho assinada), desde as embarcações grandes de cerco até os botes sem motor, sendo as relações trabalhistas mantidas de maneira informal entre dono e pescadores. Devido à abrangência deste diagnóstico, em curto espaço de tempo, não foi possível identificar padrões coerentes para informações como produção de pescado e valores de renda por pescaria. Quando questionados sobre tais assuntos, os pescadores forneceram informações discrepantes, ou se recusaram a apresentar os dados, como foi o caso dos representantes da Colônia Z-7.

6. CONCLUSÃO

Os dois tipos de pesca retratados nesse capítulo demonstraram grande importância para as comunidades presentes no entorno da Baía de Guanabara, contribuindo especialmente com o desenvolvimento social da região. A pesca recreativa, por exemplo, contribui com aqules que trabalham com o turismo de pesca. O principal petrecho utilizado nessa modalidade são a linha e anzol, podendo ser linha de mão ou com caniço. Os principais pontos de concentração de embarcações utilizadas para a pesca recreativa são o Centro de Niterói, a Praia das Pedrinhas, em São Gonçalo, e a Ilha do Governador, no Rio de Janeiro.

As comunidades pesqueiras artesanais, por sua vez, são formadas, na sua maioria, por pequenos grupos de pescadores que vivem dispersos pela área litorânea. Essas comunidades se distribuem no entorno de toda a Baía, representadas por sete Colônias de Pescadores (Z-7 até Z-13). Para tais Colônias, foi possível

facilitar a compreensão e a visualização da utilização dos espaços das comunidades pesqueiras, formando subdivisões (zonas de pesca) na região da Baía de Guanabara e costa adjacente, baseadas nas características geográficas das regiões.

Também para a pesca artesanal, pode-se observar e classificar as embarcações utilizadas: bote sem motor, bote pequeno com ou sem casaria, bote médio com ou sem casaria, bote grande com casaria e lancha. No mesmo sentido, detalhou-se as principais artes de pesca utilizadas na Baía: a rede de emalhe, linha de anzol, cerco, arrasto de fundo e mergulho.

As principais espécies capturadas na região de fora da Baía de Guanabara são: tainha, corvina, anchova, pescada, olho de cão, além de pescados mais nobres, como linguado, tamboril, viola, garoupa e badejo. Entretanto, na região interna, as principais espécies são tainha, corvina e bagre. Por fim, as especificidades de cada uma das Colônias e suas comunidade envolvidas foram detalhadas para o entendimento e possível tomadas de decisões para esse setor produtivo.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, E. M. de. Avaliação da Técnica de Amostragem "Respondent-driven Sampling" na Estimação de Prevalências de Doenças Transmissíveis em Populações Organizadas em Redes Complexas. Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca – ENSP. Rio de Janeiro: Ministério da Saúde – Fiocruz. Dissertação de Mestrado, 99p, 2009.

BALDWIN, N.; MUNHOZ, E. M. B.. Snowball (bola de neve): uma técnica metodológica para pesquisa em educação ambiental comunitária. IN: Congresso Nacional de educação – EDUCERE, X, Curitiba. PUC Paraná, 2011.

BEGOT, L.H. E VIANNA, M. A Frota Pesqueira Costeira do Estado do Rio de Janeiro. Boletim do Instituto de Pesca, 40(1): 79-94, 2014.

CASTRO, S. M. Conflitos Ambientais e Participação Social em Processos de Avaliação Ambiental Estratégica para o Setor Portuário: Dragagem em Foco. Rio de Janeiro, Dissertação (Mestrado do Programa de Engenharia Ambiental) – UFRJ, 2012.

CASTRO, S. M. DE & ALMEIDA, J. R. DE. Dragagem e Conflitos Ambientais em Portos Clássicos e Modernos: uma Revisão. Sociedade e Natureza, Uberlândia, ano 24 n. 3, 519-534, set/dez, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/sn/v24n3/v24n3a11.pdf>. Acesso em: 15 de outubro de 2015.

CUNHA, I. A.. Negociação Ambiental em Áreas Portuárias e Sustentabilidade. São Paulo em Perspectiva, v. 20, n. 2, p. 59-70, abr./jun., 2006.

ERFTEMEIJER P.L.A.; RIEGL B., HOEKSEMA B. W.; TODD P.A.. Environmental

Impacts of Dredging and Other Sediment Disturbances on Corals: A Review. Marine Pollution Bulletin 64 (2012) 1737–1765, 2012.

EGLER C. A. G.; CRUZ C. B.. M.; MADSEN P. F. H.; COSTA S. DE M.; SILVA E. A. DA.. Proposta de Zoneamento Ambiental da Baía de Guanabara. Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ Volume 26, 2003.

FERNANDES L. P.; KEUNECKE K. A.; BENEDITTO A. P. M. D.. Produção e Socioeconomia da Pesca do Camarão Sete-Barbas no Norte do Estado do Rio de Janeiro. Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 40(4): 541 – 555, 2014.

FIMES – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior. Diagnóstico Técnico Participativo. Projeto de Autoavaliação Institucional 2002/2003. Mineiros, GO. Outubro de 2003. Disponível em: <www.fimes.edu.br/inc/visualizar.php?id=717&tipo=doc&baixar>. Acesso em: 13 de agosto de 2018.

FREDETTE, T.J. AND FRENCH, G.T.. Understanding the Physical and Environmental Consequences of Dredged Material Disposal: History in New England and Current Perspectives. Marine Pollution Bulletin 49, 93-102, 2004.

GOODMAN, L. Snowball Sampling. In: Annals of Mathematical Statiscs, 32:148-170. Universityof CA, Berkeley, 1961.

KJERFVE, B.; RIBEIRO, C.H.A.; DIAS, G.T.M.; FILIPPO, A.M. & QUARESMA, V. S.. Oceanographic Characteristics of an Impacted Coastal Bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. Continental Shelf Research, 17(13): 1609-1643, 1997.

LEE, D.I.; EOM, K.H.; KIM, G.Y.; BAECK, G.W.. Scoping the Effective Marine Environmental Assessment of Dredging and Ocean Disposal of Coastal Sediments in Korea. Mar. Pol. 34, 1082e1092, 2010.

PREVE D. R., STUDT M., FREITAS R. R. DE. Recuperação Ambiental em Ecossistemas Costeiros Impactados por Empreendimentos Imobiliários e pela Ocupação Urbana em Áreas de Preservação e Unidades de Conservação. Amicus Curiae v.9, n.9, 2012.

RODRIGUES, C.; LAVRADO, H.P.; FALCÃO, A.P.C.; SILVA, S.H.G.. Distribuição da Ictiofauna Capturada em Arrastos de Fundo na Baía de Guanabara - Rio de Janeiro, Brasil. Arq. Mus. Nac. 65(2):199-210, 2007.

ROUGEMONT L.; PÉREZ M. S.. Tecendo Relações entre os Conflitos Socioambientais Territoriais provocados por Megaprojetos: COMPERJ e Suape e suas implicações para pescadores e pescadoras artesanais. CAMPO-TERRITÓRIO: revista de geografia agrária, v. 8, n. 16, p. 399-426, ago., 2013

SANTOS, M. P. N. DOS et al.. A Pesca enquanto Atividade Humana: Pesca Artesanal e Sustentabilidade. RGCI [online]. vol.12, n.4 [citado 2018-08-31], pp.405-427, 2012.

SEIXAS T. G.; MOREIRA I.; KEHRIG H. A.; MALM O.. Distribuição de Selênio em

Organismos Marinhos da Baía de Guanabara/ RJ. Quim. Nova, Vol. 30, No. 3, 554-559, 2007.

TEIXEIRA M. G. C. E BESSA E. DA S.. Estratégias para Compatibilizar Desenvolvimento Econômico e Gestão Ambiental numa Atividade Produtiva Local Gestão Ambiental numa Atividade Produtiva Local Gestão Ambiental numa Atividade Produtiva Local Gestão Ambiental numa Atividade Produtiva Local. RAC, Curitiba, v. 13, Edição Especial, art. 1, p. 1-18, 2009.

WHA - World Health Association. Divisionof Mental Health. Qualitative Research for Health Programmes. Geneva, 1994.

WURPTS, A.. Morphodynamic-Numerical Simulations of Dredged Matter open Disposal. Terra et Aqua, 102, 9 p., 2006.

BRANDT, A.V. Fish catching methods of the world. Fishing News Books, 3rd edition, 418 p., Farnham, 1984.

PRYSTHON, ADRIANO & UMMUS, MARTA. (2016). Conhecimento, tecnologias e estratégias de captura da pesca artesanal no Rio Araguaia, estado do Tocantins. Diálogos de Saberes: Relatos da Embrapa. ISBN 978-85-7035-684-0

PLATTEAU, Jean-Philippe. The dynamics of fisheries development in developing countries: a general overview. Development and Change, v. 20, n. 4, p. 565-597, 1989.

FAO. SPARRE, Per; VENEMA, Siebren C. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales: manual. FAO - Documento Técnico de Pesca, n. 306/1, 1975.

LAWSON, Rowena M. New directions in developing small-scale fisheries. Marine policy, v. 1, n. 1, p. 45-51, 1977.

SMITH, Ian R. A research framework for traditional fisheries. 1979.

Habitada pelos índios temiminós, foi descoberta pela expedição exploradora portuguesa de 1501, cujo comando é atribuído por alguns autores a Gaspar de Lemos, em 1 de Janeiro de 1502. Os portugueses a confundiram com a foz de um grande rio, ao qual denominaram “Rio de Janeiro”, por ter sido descoberto no mês de janeiro. Os indígenas locais, entretanto, tinham já uma designação tupi para a mesma: Iguaá-Mbara (iguaá = enseada do rio, e mbará = mar), ou então guana (“seio”) bara (“mar”), “mar do seio”, em referência a seu formato arredondado e à fartura de pesca que proporcionava, ou ainda kûárana pará (“mar do que se assemelha a enseada”, pela junção de kûá, “enseada”, rana, “semelhança” e pará, “mar”.

ISBN 978-65-86657-55-5