

**GESTÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE
EM ÁREAS COSTEIRAS E MARINHAS:
CONCEITOS E PRÁTICAS**



Raquel Dezidério Souto
Organizadora


VOLUME I

ISBN: 978-65-00-11531-4



9 786500 115314



VOLUME I

**GESTÃO AMBIENTAL
E SUSTENTABILIDADE
EM ÁREAS COSTEIRAS
E MARINHAS
CONCEITOS E PRÁTICAS**



VOLUME I

**GESTÃO AMBIENTAL
E SUSTENTABILIDADE
EM ÁREAS COSTEIRAS
E MARINHAS**

CONCEITOS E PRÁTICAS

Raquel Dezidério Souto
Organizadora

Rio de Janeiro
2020



IVIDES.org

Dedico esse livro a Flávio Santos de Lacerda Soares.

Organização

Dra. Raquel Dezidério Souto

Apresentação

Dra. Raquel Dezidério Souto

Prefácio

Dr. Daniel O. Suman

Conselho Editorial

Dra. Celene Milanés Batista

Dra. Danielle Pereira Cintra

Dr. Denilson Teixeira

Dr. Eduardo de Paula Kirinus

Dr. Emiliano Lobo de Godoi

Dra. Mariana Clauzet

Dra. Marinez Eymael Garcia Scherer

Editoração

Raquel Dezidério Souto

Projeto Gráfico

Douglas Vieira da Silva

Fotografia da capa

*Costão esquerdo da Praia da Sununga,
Ubatuba, São Paulo, Brasil.*

Ao fundo, Ilha Anchieta.

Fotografia de Douglas Vieira da Silva.

Fevereiro de 2020.

Autores

Aichely Rodrigues da Silva

Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca

André Cavalcante da Silva Batalhão

Celene Milanés Batista

Deividson Brito Gatto

Douglas Vieira da Silva

Flavia Moraes Lins-de-Barros

Francisco Arenhart Veiga Lima

Gilberto Daniel Lima Filgueiras

Jacqueline Albino

Leonardo Azevedo Klumb-Oliveira

Raquel Dezidério Souto

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Gestão ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas [livro eletrônico] : conceitos e práticas : volume 1 / Raquel Dezidério Souto, organizadora. -- 1. ed. -- Rio de Janeiro : Raquel Dezidério Souto, 2020. PDF

Vários autores.
Bibliografia
ISBN 978-65-00-11531-4

1. Administração 2. Conservação da natureza
3. Economia - Aspectos ambientais 4. Gestão ambiental
5. Meio ambiente 6. Planejamento estratégico
7. Sustentabilidade 8. Zonas costeiras e marinhas -
Gestão I. Souto, Raquel Dezidério.

20-48121

CDD-333.72

Índices para catálogo sistemático:

1. Gestão ambiental : Conservação e proteção do meio ambiente : Economia 333.72

Maria Alice Ferreira - Bibliotecária - CRB-8/7964



Edição da autora sob a licença:

Creative Commons Atribuição-NãoComercial-Sem Derivações 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

É permitida a cópia e redistribuição dessa obra em qualquer suporte ou formato, desde que mencione-se a autoria.

É permitido remixar, transformar ou criar a partir dessa obra, porém é vedada a distribuição do material modificado ou sua comercialização. É expressamente vedada a comercialização da obra na íntegra ou sua utilização em partes para fins comerciais.

Segundo Novo Acordo Ortográfico, conforme 5. ed. do Vocabulário Ortográfico da Língua Portuguesa, Academia Brasileira de Letras, março de 2009.

Como citar a obra:

SOUTO, R.D. (org.). Gestão ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas. Vol. 1. Edição da autora. Rio de Janeiro: Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável - IVIDES.org, 2020. 259 p.

<https://doi.org/10.5281/zenodo.3899668>

Autores

Aichely Rodrigues da Silva

Doutora em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) com estágio de Doutorado Sanduíche na Universidade do Algarve (UALg), Portugal. Mestre em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Licenciada em Geografia pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). Foi professora substituta na Universidade Estadual do Maranhão, Campus Imperatriz. Atualmente é professora substituta na Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Grajaú.

Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca

Doutora em Oceanografia Química e Geológica pela Universidade de São Paulo (USP). Bióloga pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e Mestre em Ciências Biológicas pela mesma universidade. Desenvolveu pesquisa de Pós-Doutorado na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), na Louisiana State University (EUA) e na Universidade de Algarve (Portugal). Atualmente, é professora Associada da Coordenadoria Especial em Oceanografia da UFSC, vinculada aos Cursos de Graduação em Oceanografia e de Pós-Graduação em Geografia e Oceanografia. Participa do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Transferência de Material na Interface Continente-Oceano (INCT-TMCOcean) e da Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros (ReBentos).

André Cavalcante da Silva Batalhão

Pós-doutorando em Administração de Organizações na Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade de Ribeirão Preto, da Universidade de São Paulo (FEA-RP/ USP). Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Goiás (UFG), com co-tutela na Universidade Nova de Lisboa.

Celene Milanés Batista

Pós-doutoranda em Geografia pela Universidade Federal do Pará, Belém, Brasil. Doutora em Ciências Técnicas. Mestre em Ciências em Conservação e Reabilitação do Patrimônio Construído e Mestre em "Gestão Integrada de Áreas Costeiras". Arquiteta. Professora colaboradora da Faculdade de Arquitetura da Universidad de Oriente (Cuba) e pesquisadora do Centro de Estudios Multidisciplinarios de Zonas Costeras (CEMZOC) da mesma universidade. Pesquisador Sênior. Professora em tempo integral da Universidad de la Costa (Colômbia) onde coordena o Mestrado em Desenvolvimento Sustentável. Possui um Prêmio Nacional da Academia de Ciências de Cuba. Possui relevante experiência em ordenamento sustentável do espaço marítimo e costeiro; gestão integrada da zona costeira; gestão de riscos; governança; políticas marinhas costeiras; educação e formação de capacidades e desenvolvimento local sustentável.

Deivdson Brito Gatto

Doutorando em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento, no Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), na linha de pesquisa "Sustentabilidade e Governança Ambiental". Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Alagoas (UFAL). Bacharel em Ciências Econômicas pela mesma universidade. Atuou como professor nos cursos de pós graduação da Universidade Tiradentes, como professor titular no Centro Universitário Cesmac e como professor de graduação e pós graduação da Universidade Aberta do Brasil – UAB, na Universidade Federal de Alagoas - UFAL e Instituto Federal de Alagoas - IFAL. Participou também do projeto de análise conjuntural sobre ODSs (Agenda 2030) e efetividade das estruturas de financiamento públicas, privadas e mistas produzido pelo Grupo de Economia do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (Gema), do Instituto de Economia da UFRJ, em parceria com o PNUD e Ministério do Meio Ambiente.

Douglas Vieira da Silva

Mestre em Oceanografia Física, Química e Geológica pela Universidade Federal de Rio Grande (FURG) e Bacharel em Oceanografia pelo Instituto Oceanográfico de São Paulo (IO-USP). Seu campo de interesse são processos físicos dos ambientes costeiros e de plataforma continental. Atua em projetos interdisciplinares sobre a circulação de estuários e lagunas costeiras do Brasil e como educador ambiental.

Flavia Moraes Lins-de-Barros

Doutora, Mestra e Bacharel em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), tendo se especializado na área de pesquisa da Geografia Marinha. Tem experiências em consultorias de projetos voltados para as áreas ambiental e socioeconômica. Desde 2014, é professora do Departamento de Geografia e do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), onde coordena o Laboratório de Geografia Marinha e Gestão Costeira Integrada e o Projeto de Extensão "Mar à Vista". Lidera o grupo de pesquisa em Geografia Marinha e Gestão Costeira Integrada do CNPq. É membro do Programa de Geologia e Geofísica Marinha do Brasil onde representa a UFRJ e da Rede Iberoamericana Proplayas.

Francisco Arenhart Veiga Lima

Doutor em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), com estágio de Doutorado Sanduíche na University of Hawaii (EUA). Mestre em Gestão Costeira pela Universidade de Las Palmas de Gran Canaria (Espanha). Bacharel em Geografia também pela UFSC. Atuou na elaboração do Plano Nacional de Logística Portuária (PNLP) e Masters Plans, sob tutela da Secretaria Nacional de Portos. Foi coordenador de campo na obra de dragagem de aprofundamento do Porto de Imbituba/SC. Possui experiência na elaboração de Planos de Gestão Costeira (Estado do Espírito Santo e município de Anchieta/ES), no desenvolvimento do Plano Diretor Participativo de Florianópolis/SC e na criação do Programa Brasileiro de Reservas de Surf (PBRs). Atualmente, é professor convidado na University Studies Abroad Consortium (USAC) e desenvolve pesquisa de pós-doutorado no Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da UFSC. Membro do Laboratório de Gestão Costeira Integrada (LAGECI/ UFSC) e consultor em projetos ambientais.

Gilberto Daniel Lima Filgueiras

Bacharel em Oceanografia pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Mestrando em Oceanografia pela mesma universidade. Estagiou na Companhia Docas do Espírito Santo (CODESA).

Jacqueline Albino

Doutora em Geociências pela Universidade de São Paulo (USP). Mestre em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Bacharel em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Realizou pesquisa de pós-doutorado em Engenharia Marítima, no tema de Vulnerabilidade Costeira, na Universitat Politècnica de Catalunya, Espanha. Atualmente é professora titular no Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo e orienta nos programas de Pós-graduação de Oceanografia Ambiental e de Geografia.

Leonardo Azevedo Klumb-Oliveira

Doutor em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestre em Geografia e Bacharel em Oceanografia pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Graduado em Turismo pela Universidade de Vila Velha (UVV). Realizou pesquisa de pós-doutorado em Geografia na UFES. Especialista em Educação e Gestão Ambiental pela Faculdade Saberes. Atuou como professor substituto na UFES e, atualmente, é professor adjunto da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia (UFRB).

Raquel Dezidério Souto

Pós-doutoranda PNPd-Capes e Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestre em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais pela Escola Nacional de Ciências Estatísticas, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (ENCE/ IBGE). Bacharel em Oceanografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Professora colaboradora em projetos no Laboratório de Cartografia – (GEO-CART/ UFRJ). Presidenta no Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável (IVIDES.org). Seu projeto de pós-doutorado envolve o desenvolvimento de um sistema de informações geográficas participativo, a ser disponibilizado na Internet (SIG web participativo), para mapear as potencialidades e vulnerabilidades da zona costeira do Rio de Janeiro, do ponto de vista da conservação ambiental.

Conselho Editorial

Organização do livro

Dra. Raquel Dezidério Souto

Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável - IVIDES.org

Pós-doutoranda PNPd-Capes e Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestra em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais pela Escola Nacional de Ciências Estatísticas, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Bacharel em Oceanografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Professora colaboradora em projetos no Laboratório de Cartografia – (GEOCART/ UFRJ). Presidenta no Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável (IVIDES.org). Seu projeto de pós-doutorado envolve o desenvolvimento de um sistema de informações geográficas participativo, a ser disponibilizado na Internet (SIG web participativo), para mapear as potencialidades e vulnerabilidades da zona costeira do Rio de Janeiro, do ponto de vista da conservação ambiental.

Prefácio

Dr. Daniel O. Suman

University of Miami, USA

Ph.D. em Oceanografia pela Scripps Institution of Oceanography (Universidade da Califórnia, San Diego). Mestre pela Columbia University com certificado em estudos latino-americanos. Título em Direito pela Universidade da Califórnia, Berkeley. Atualmente, é Professor de Política Marinha e Gerenciamento Costeiro na Escola Rosenstiel de Ciências Marinhas e Atmosféricas da Universidade de Miami. Estuda gestão costeira, governança de recursos e espaço marinhos, gestão de manguezais e zonas úmidas costeiras e áreas marinhas protegidas – particularmente na América Latina e, especialmente, no Panamá. Na Universidade de Miami, ele tem ministrado cursos por 28 anos em Direito Ambiental, Planejamento Ambiental, Gerenciamento Costeiro, Direito Costeiro e Política de Recursos Hídricos.

Revisão

Dra. Celene Milánes Batista

Universidad de La Costa, Colômbia

Pós-doutoranda em Geografia pela Universidade Federal do Pará (UFPA), Belém, Brasil. Doutora em Ciências Técnicas. Mestra em Ciências em Conservação e Reabilitação do Patrimônio Construído e Mestra em "Gestão Integrada de Áreas Costeiras". Arquiteta. Professora colaboradora da Faculdade de Arquitetura da Universidad de Oriente (Cuba) e pesquisadora do Centro de Estudios Multidisciplinarios de Zonas Costeras (CEMZOC) da mesma universidade. Pesquisadora Sênior. Professora em tempo integral da Universidad de la Costa (Colômbia), onde coordena o Mestrado em Desenvolvimento Sustentável.

Dra. Danielle Pereira Cintra

Universidade Federal Fluminense, Brasil

Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Mestra em Ciências Ambientais e Florestais pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Atualmente é Professora Adjunta do Departamento de Geografia de Campos, da Universidade Federal Fluminense (UFF).

Dr. Denilson Teixeira

Universidade Federal de Goiás, Brasil

Pós-doutor pelo Center for Environmental and Sustainability Research (CENSE), Universidade Nova de Lisboa (FCT-UNL) Portugal. Mestrado e Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo (EESC/USP). Bacharel e licenciado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Especialista em Geoprocessamento na mesma instituição. Atualmente é professor adjunto da Universidade Federal de Goiás (UFG).

Dr. Eduardo de Paula Kirinus

Universidade Federal do Paraná, Brasil

Pós-Doutorando (PNPD-Capes) no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), com a temática de energias renováveis marinhas. Doutor em Oceanografia Física, Química e Geológica (2017) pela FURG. Oceanólogo e mestre em Modelagem Computacional pela mesma universidade. Atualmente é professor Adjunto da Universidade Federal do Paraná (UFPR), lotado no Campus Pontal do Paraná - Centro de Estudos do Mar (CPP-CEM).

Dr. Emiliano Lobo de Godoi

Universidade Federal de Goiás, Brasil

Doutor e Mestre em Agronomia pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Engenheiro agrônomo pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Realizou pesquisa de pós-doutorado em Licenciamento Ambiental no Instituto Superior Técnico de Lisboa. Atualmente, é professor na Escola de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Goiás (EECA/ UFG). Ocupa o cargo de Diretor Geral de Extensão da UFG e Coordenador do Programa UFG Sustentável.

Dra. Mariana Clauzet

Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil

Doutora em Ambiente e Sociedade pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Mestra em Ciência Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP). Bióloga pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo (PUC). Atualmente, desenvolve pesquisa de pós-doutorado no Programa em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PPED/ UFRJ). Integra o grupo de Políticas Públicas do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT), e do Instituto de pesquisa Fisheries and Food Institute (FIFO).

Dra. Marínez Eymael García Scherer

Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

Doutora em Meio Ambiente e Gestão de Recursos Vivos, pela Universidade de Cádiz (Espanha). Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Desenvolveu pesquisa de pós-doutorado na Universidade do Sul de Santa Catarina (UNISUL) e na Universidade Federal do Rio Grande (FURG). Atualmente, é professora na Universidade Federal de Santa Catarina, onde coordena o Laboratório de Gestão Costeira Integrada (LAGECI/ UFSC); professora visitante na Universidade de Cádiz (Espanha), no Mestrado em Gestão de Áreas Costeiras; treinadora em Planejamento Espacial Marinho (Blue Planning in Practice, BPiP - GIZ), tendo formado equipes no Brasil, Argentina e no Suriname. Co-coordena o Fórum do Mar e a Rede Ibero-Americana de Gestão Integrada de Áreas Costeiras. É membro do IUCN World Commission on Protected Areas (WCPA) e da IUCN Commission on Ecosystem Management (CEM). Também participa do Grupo Global de Especialistas em Planejamento Espacial Marinho da UNESCO, no desenvolvimento do Guia Internacional em Planejamento Espacial Marinho. Editora chefe da Revista Costas, publicada pela Rede IBEMAR e UNESCO/Uruguai.

GESTÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE EM ÁREAS COSTEIRAS E MARINHAS: CONCEITOS E PRÁTICAS

APRESENTAÇÃO DO PRIMEIRO VOLUME

Dra. Raquel Dezidério Souto

Há quase cinquenta anos, desde a edição em 1972, da Declaração das Nações Unidas sobre o Ambiente Humano (ou Carta de Estocolmo)¹, episódios de degradação e desastres ambientais, decorrentes da lógica de crescimento econômico a qualquer custo, continuam ocorrendo na maioria dos países, não importando a orientação político-ideológica de seus governantes.

Tal situação é agravada nos ambientes costeiros e marinhos, que constituem-se como habitats da maior parte dos organismos, incluindo os humanos, e que congregam a maior parte dos recursos naturais utilizados pelo Homem. Soma-se a isso, a carência de dados oficiais a respeito dessas regiões e a escassa articulação entre instituições gestoras, cujas competências, funcionamento e atribuições estão previstas no Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro brasileiro (Lei Federal 7661/88) e outras normas, relacionadas.

A elevada concentração de recursos naturais tem funcionado como um motor para o surgimento e aprofundamento dos conflitos de interesses e de usos². As regiões costeiras e marinhas abrigam uma série de atividades econômicas e sociais que competem por espaço e recursos. Diante desse panorama, torna-se cada vez mais importante o desenvolvimento de novas visões, abordagens e metodologias no âmbito de áreas científicas que são direta ou indiretamente relacionadas à problemática em questão.

O livro *Gestão ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas* foi concebido e organizado em face da carência de bibliografia na temática, especificamente para a zona costeira, dada a sua importância estratégica para o Brasil. A partir de sua publicação, espera-se capacitar os profissionais e os acadêmicos de vários níveis e áreas científicas.

A rigor, a temática proposta não se limita aos assuntos incluídos na presente obra. Por esse motivo, representa o volume I de uma série literária científica, que foi pensada para atender a três principais fins: ajudar a fortalecer a mentalidade marítima no Brasil e em outros países; ajudar a promover a divulgação científica, elucidando aspectos relacionados às áreas costeiras e marinhas; e contribuir para o desenvolvimento e aperfeiçoamento de instrumentos e políticas públicas voltadas à gestão costeira integrada.

O livro foi dividido em duas partes – uma de conceituação teórica e outra, sobre as práticas cabíveis na área do planejamento e gestão ambiental, ilustradas com estudos de caso sobre localidades brasileiras e estrangeiras. Tal organização foi pensada para que os leitores tenham os fundamentos teóricos sempre à sua disposição e se inspirem com as práticas científicas atualmente desenvolvidas.

1 A Carta de Estocolmo ressaltava a necessidade da adoção de uma nova postura civilizatória que considere as necessidades atuais e futuras de utilização dos recursos naturais.

2 Cabe distinguir os conflitos de interesses, quando disputam-se valores; dos conflitos de usos, quando efetivamente há conflito entre as práticas humanas, que competem pelo espaço e pelos recursos da zona costeira.

Na primeira parte do livro – Conceitos, em seu primeiro capítulo - **Os limites espaciais da zona costeira para fins de gestão a partir de uma perspectiva integrada**, a Dra. Flavia Lins-de-Barros e a Dra. Celene Milanés apresentam uma análise sobre como a zona costeira pode ser definida e delimitada a partir de diferentes abordagens e revisam as legislações brasileira e cubana, a respeito dos critérios para delimitação espacial da zona costeira, com enfoque nos ambientes praias. As autoras ressaltam que a delimitação espacial da zona costeira corresponde a um dos maiores desafios enfrentados em ambos os países, Cuba e Brasil, sendo de grande ajuda a formulação de planos e metodologias para a definição de tais limites territoriais.

No segundo capítulo – **Circulação nas escalas costeira, de plataforma e de grande escala e sua influência no ambiente marinho**, o M.Sc. Douglas da Silva apresenta uma revisão sobre os principais mecanismos de circulação e transporte que ocorrem em diferentes escalas no oceano, plataforma continental e zona costeira, sem olvidar da discussão sobre os impactos antrópicos que influenciam nestes processos. O autor discute ainda, a respeito das vantagens e limitações de soluções usualmente adotadas para prevenir ou mitigar a erosão costeira.

No terceiro capítulo - **Áreas protegidas marinhas e costeiras no Brasil: um diagnóstico a partir das categorias de manejo**, o candidato a Doutor Deividson Gatto apresenta o conjunto de unidades de conservação brasileiras, localizadas em biomas marinhos (e associados) e classificadas nos grupos Proteção Integral e Uso Sustentável; em levantamento realizado a partir de dados do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC/Ministério do Meio Ambiente). Para auxiliar tecnicamente na criação de novas unidades, o autor apresenta ainda um exemplo de implementação para cada um dos tipos de unidade de conservação da natureza considerados.

No quarto capítulo – **Indicadores aplicados ao Gerenciamento Costeiro Integrado sob a ótica dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas**, eu e o Dr. André Batalhão apresentamos uma revisão sobre os indicadores de sustentabilidade, sob a

luz do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 14 (ODS 14), das Nações Unidas, com foco no gerenciamento integrado da zona costeira. Para tanto, realizamos um breve resumo de definições e princípios aplicados ao Gerenciamento Costeiro, seguido do elenco de indicadores associados ao ODS 14 e de estudos de caso de aplicação de indicadores de sustentabilidade para áreas costeiras em vários países, incluindo o Brasil. A partir da observação dos estudos de caso, fica claro que ainda há escassez de indicadores relacionados às regiões costeiras e marinhas, não apenas no Brasil, como em diversos países do mundo.

Na segunda parte do livro – Práticas, no quinto capítulo - **Mapeamento participativo como ferramenta para conhecer a qualidade ambiental da Zona Costeira**, eu reviso algumas definições, princípios e metodologias referentes à Cartografia Social e ao mapeamento participativo. Para ilustrar a importância do uso desse tipo de mapeamento como ferramenta para diagnosticar a qualidade ambiental da zona costeira, são apresentados alguns estudos de caso brasileiros e estrangeiros. A partir da leitura dos estudos de caso, o leitor perceberá que a maioria das iniciativas voltam-se a suportar com informações os processos de planejamento e gestão ambiental nessas regiões – especialmente para o futuro estabelecimento de áreas de proteção marinhas ou para a avaliação e manutenção de áreas de proteção já existentes. A inclusão da participação da sociedade nesses estudos e planos de gestão, possibilitada pela aplicação das técnicas relacionadas ao mapeamento participativo, melhora o conhecimento detalhado a respeito dos lugares, o que enriquece os processos de tomada de decisão.

No sexto capítulo – **Comparação de dois índices de estado trófico em bacias hidrográficas costeiras**, a Dra. Aichely da Silva e a Dra. Alessandra Fonseca comparam o Índice de estado trófico (IEF) e o *Trophic Index* (TRIX) (Índice trófico), numa aplicação para avaliação da variação decenal (2006 a 2017) do estado trófico de três estuários que desaguam na Baía da Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil – os estuários dos rios Ratonés, Itacorubi e Tavares.

Para ambos os indicadores, os índices gerados apresentaram valores que representam de média a alta eutrofização dos locais considerados. As autoras também elencam os problemas antrópicos associados a tais estados dos ambientes avaliados e oferecem sugestões de medidas a serem adotadas no âmbito na gestão pública para sua melhoria.

No sétimo capítulo – **Condições oceanográficas multiescala e processos costeiros associados: Estudo de caso do Litoral de Marataízes (ES)**, os Pós-doutores Leonardo Klumb-Oliveira e Jacqueline Albino e o Bacharel Gilberto Filgueiras tecem considerações sobre os processos costeiros associados às variações oceanográficas em diferentes escalas; e apresentam um estudo de caso sobre a dinâmica costeira no litoral de Marataízes, Espírito Santo, Brasil – lugar escolhido por sua diversidade geomorfológica. Os autores concluíram que determinadas atividades antrópicas, além de influenciar nas dinâmicas

sedimentares locais, dificultam o diagnóstico sobre os processos atuantes. Finalmente, sugerem que a análise do registro geomorfológico de um local pode funcionar como indicador para a variação climática de longo prazo.

No oitavo e último capítulo - **Portos marítimos e os desafios para a sustentabilidade costeira**, o Dr. Francisco Veiga Lima relaciona os impactos antrópicos no ambiente, decorrentes da atividade portuária, ressaltando a necessidade de consecução de medidas de gestão com fins à promoção da sustentabilidade ambiental nos espaços costeiros e marinhos. O autor tece uma análise sobre os usos portuários de diversos setores da costa brasileira, seus desafios e oportunidades, a fim de contribuir para a discussão a respeito da sustentabilidade costeira e o desenvolvimento do setor.

SUMÁRIO

Prefácio

Daniel O. Suman
..... 13

PARTE I - CONCEITOS

1

Os limites espaciais da zona costeira para fins de gestão a partir de uma perspectiva integrada

Flavia Moraes Lins-de-Barros
Celene Milanés Batista
..... 22

2

Circulação nas escalas costeira, de plataforma e de grande escala e sua influência na zona costeira

Douglas Vieira da Silva
..... 51

3

Áreas protegidas marinhas e costeiras no Brasil: um diagnóstico a partir das categorias de manejo

Deivdson Brito Gatto
..... 78

4

Indicadores aplicados ao Gerenciamento Costeiro Integrado sob a ótica dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas

Raquel Dezidério Souto
André Cavalcante da Silva
Batalhão 109

5

**Mapeamento participativo
como ferramenta para conhecer
a qualidade ambiental
da zona costeira**

Raquel Dezidério Souto
..... 131

6

**Comparação de dois índices de
determinação do grau de trofia
das águas em bacias
hidrográficas costeiras**

Aichely Rodrigues da Silva
Alessandra Larissa D'Oliveira
Fonseca
..... 153

7

**Condições oceanográficas
multiescala e processos costeiros
associados: Estudo de caso do
Litoral de Marataízes (ES)**

Leonardo Azevedo Klumb-Oliveira
Jacqueline Albino
Gilberto Daniel Lima Filgueiras
..... 177

8

**Portos marítimos
e os desafios para
a sustentabilidade costeira**

Francisco Arenhart Veiga Lima
..... 198

Bibliografia completa

..... 230

Equipe IVIDES.org

..... 259

GESTÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE EM ÁREAS COSTEIRAS E MARINHAS: CONCEITOS E PRÁTICAS

PREFÁCIO

*Dr. Daniel O. Suman**

A terra encontra o mar na zona costeira, uma área geográfica única de grande importância ecológica, social e econômica. A recente Conferência dos Oceanos da ONU estimou que cerca de metade da população mundial reside a 100 km do oceano – em uma área que representa apenas 20% da massa terrestre global. Até 2025, talvez 75% dos cidadãos do mundo morem em áreas costeiras. Muitas das maiores cidades do mundo (Rio de Janeiro, Buenos Aires, Los Angeles, Nova York, Londres, Mumbai, Bangcoc, Jacarta, Cingapura, Sydney, Guangzhou, Hong Kong, Xangai e Tóquio, por exemplo) evoluíram nesta importante área devido às importantes ligações de transporte marítimo e terrestre. Vinte e uma das 33 megacidades do mundo (população superior a 10 milhões de pessoas) estão localizadas em áreas costeiras.

Os ecossistemas costeiros, terrestres e marinhos, são *habitats* únicos, altamente produtivos e dependentes uns dos outros. Eles oferecem inúmeros benefícios ao ecossistema. Na época do Antropoceno, das mudanças climáticas globais e dos níveis crescentes de gases de efeito estufa, o conceito de Carbono Azul ou sumidouros de carbono em ambientes marinhos/costeiros atraiu atenção crescente. As zonas úmidas costeiras (manguezais, pântanos salgados, florestas estuarinas, leitos de ervas marinhas) se destacam no sequestro de carbono devido à sua alta produtividade primária e à capacidade de capturar sedimentos ricos em matéria orgânica. As margens costeiras e naturais também fornecem proteção contra tempestades e inundações resultantes de tempestades ou do aumento do nível do mar. Os variados *habitats* costeiros (manguezais e zonas úmidas costeiras, recifes de coral, leitos de ervas mari-

nhas, estuários, dunas) oferecem *habitats* únicos para muitas espécies da flora e fauna e abrigam locais de importante biodiversidade. Essas mesmas áreas servem de viveiro e *habitat* para muitas espécies durante diferentes estágios de seus ciclos de vida. Mais de 60 milhões de pessoas estão empregadas globalmente na extração de recursos costeiros e aquicultura, e os recursos marinhos que eles fornecem contribuem com pelo menos 20% da ingestão de proteínas para mais de 2,6 bilhões de pessoas. Outros benefícios dos recursos costeiros são não consumistas e mais difíceis de quantificar; estes incluem os valores culturais e estéticos dos ecossistemas costeiros, bem como o seu valor para a educação ambiental e a pesquisa científica.

Os ecossistemas costeiros são frequentemente sensíveis e facilmente degradáveis devido aos grandes interesses econômicos neste espaço geográfico limitado. Por exemplo, zonas úmidas costeiras, incluindo florestas de mangue, foram convertidas a taxas alarmantes em lagoas de aquicultura, áreas urbanizadas, *resorts* turísticos e campos agrícolas. Os recifes coralíneos nos trópicos e subtropicais são vulneráveis a eventos de branqueamento, devido ao aumento da temperatura da superfície do mar (resultado da mudança climática global), poluição de nutrientes por resíduos domésticos e fertilizantes agrícolas, aumento da sedimentação de atividades terrestres e dragagem de portos e doenças como resultado das tensões induzidas pelo homem. Até praias arenosas sofrem degradação devido à poluição por petróleo, resíduos de plástico e aumento da erosão devido ao aumento do nível do mar, juntamente com práticas inadequadas de gerenciamento da costa.

* Professor na *Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science*, Universidade de Miami, EUA. Tradução para o português: Dra. Raquel D. Souto.

Claramente, não podemos esperar que as atividades humanas parem neste importante espaço geográfico. No entanto, devemos tentar alcançar a sustentabilidade e as atividades que minimizem os danos que estamos causando a esses importantes recursos costeiros; e proteger os benefícios que esses oferecerão às gerações futuras e, adicionalmente, por seus valores intrínsecos. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (ODS) – particularmente os ODS 14 (Vida Marinha) e 15 (Vida Terrestre), oferecem algumas orientações nesta arena para todos os países. Os mais relevantes para as áreas costeiras são os Objetivos 14.1, 14.2, 14.5, 15.1 e 15.5. A meta 14.1 pede aos países que previnam e reduzam significativamente a poluição marinha, especialmente de fontes terrestres, até 2025. A meta 14.2 insta as nações até 2020 a gerenciar e proteger de maneira sustentável os ecossistemas marinhos e costeiros. A esperança da meta 14.5 é que os países conservem pelo menos 10% de suas áreas marinhas e costeiras. A Meta 15.1 insta as nações a garantir a conservação, uso sustentável e restauração de ecossistemas e serviços terrestres, especialmente áreas úmidas. Além disso, a meta 15.5 incentiva a redução da degradação de habitats naturais e o fim das perdas de biodiversidade.

Apesar dos serviços ecossistêmicos essenciais que as áreas costeiras fornecem e da singularidade de seus habitats, eles também enfrentam sérios desafios e vulnerabilidades que ameaçam sua saúde e a sustentabilidade contínua. As tremendas pressões humanas resultantes de importantes interesses econômicos e altas densidades populacionais levam a questões de produção de resíduos e descarte inadequado, altos níveis de extração de água e conversão de *habitats* costeiros naturais para usos mais valiosos a curto prazo. O grande número de usos concorrentes nos limitados espaços costeiros é propício a sérios conflitos de partes interessadas. As áreas costeiras são a fronteira entre os regimes de propriedade

pública e privada, o que também acentua o nível de conflito sobre a proteção de recursos. As estruturas de governança nas zonas costeiras costumam ser insuficientes para gerenciar e proteger adequadamente o espaço costeiro. As políticas públicas geralmente incentivam o desenvolvimento nas comunidades costeiras com proteção a longo prazo que pode não ser imediatamente benéfica para os gestores eleitos. Leis e instituições experimentam altos níveis de fragmentação – tanto em nível setorial quanto intergovernamental. É um desafio administrar esse espaço costeiro quando a legislação não é coordenada e as agências são de propósito único. A zona costeira inclui terras e águas, mas raramente encontramos coordenação governamental e institucional sobre esse espaço costeiro dinâmico.

O Brasil é abençoado com mais de 8.000 de quilômetros de linha de costa, o que representa um rico patrimônio nacional. Isso coloca o Brasil entre as dez nações costeiras com maiores comprimentos de costa. Mais de 300 municípios fazem fronteira com o oceano e 17 dos 26 estados do país são costeiros. Sua zona costeira é marcada por uma excepcional diversidade climática, ecológica, socioeconômica e cultural. A costa norte circunda o Equador e experimenta um domínio climático equatorial. O clima nas áreas costeiras nordeste e central varia de semiúmido, semiárido e semiúmido tropical. A área costeira do extremo sul tem um clima subtropical e as águas da Antártica atingem seu oceano costeiro. Extensas florestas de mangue formam a vegetação costeira no norte do Brasil – também marcada pelo grande estuário e delta do rio Amazonas. A Floresta Tropical Atlântica já foi a vegetação costeira do litoral central, mas apenas uma pequena porcentagem permanece intacta hoje. Os ecossistemas de recifes de coral existem em mais de 3.000 km de costa no nordeste do Brasil e são os únicos recifes de coral do Atlântico Sul.

Além desses tipos de *habitats*, extensos estuários, salinas, dunas, lagoas costeiras, ilhas e praias são outras de suas feições costeiras características. As mais de duas mil praias do Brasil possuem fama mundial.

O Brasil é um país costeiro em si. A maioria das grandes cidades do país está localizada ao longo da costa atlântica, e os 17 estados costeiros contribuem com a maioria da população do país. A zona costeira do Brasil também concentra muitas das atividades estratégicas do país, como portos, produção *off-shore* de petróleo e gás e refinarias e usinas petroquímicas em terra, aquicultura e pesca e turismo. Os polos de turismo internacional do Brasil são claramente costeiros – Florianópolis, Rio de Janeiro, Salvador, Recife e Fortaleza, atraindo uma porcentagem significativa dos 6,6 milhões de chegadas de turistas internacionais em 2018.

Apesar das excepcionais zonas costeiras do Brasil, que contribuem com numerosos serviços ecossistêmicos, além de grandes benefícios econômicos e estratégicos para o país, esse espaço geográfico enfrenta desafios e ameaças específicos. Os resíduos industriais e domésticos não tratados ou parcialmente tratados contaminam as águas costeiras. Desenvolvimentos urbanos, infraestrutura turística e operações de aquicultura localizadas inadequadamente convertem *habitats* costeiros e não respeitam as morfologias naturais da costa. Desastres recentes de barragens de mineração causaram danos irreparáveis

a vários rios e os impactos chegam às águas costeiras. A recente poluição “inexplicável” por petróleo das águas costeiras e praias das costas nordeste e central ilustra não apenas os riscos do transporte marítimo e das operações *off-shore* de petróleo, mas também a ineficácia do então Governo Federal brasileiro de acionar e operar imediatamente o Plano Nacional de Contingência de Derramamento de Petróleo. Embora existam leis e programas nacionais de gestão costeira, a implementação bem sucedida variou amplamente entre os estados. Claramente, continuam a existir sérias lacunas no que diz respeito à coordenação institucional e à implementação de medidas de gestão sustentável.

A publicação **Gestão Ambiental e Sustentabilidade em Áreas Costeiras e Marinhas: Conceitos e Práticas**, é uma oferta importante e digna de nota por inúmeras razões. Representa contribuições de uma nova geração de estudiosos brasileiros cujo trabalho se concentra em vários tópicos relacionados à costa, incluindo áreas protegidas, mudança climática, gestão costeira e resolução de conflitos, mapeamento participativo costeiro, portos e qualidade da água. As informações veiculadas nesses ensaios serão úteis para os tomadores de decisão, na resolução de conflitos e no planejamento de soluções sustentáveis. No conjunto, a publicação defende um novo grupo de valores que operem sob os princípios de sustentabilidade ambiental para os *habitats* costeiros do Brasil.

ENVIRONMENTAL MANAGEMENT AND SUSTAINABILITY IN COASTAL AND MARINE AREAS: CONCEPTS AND PRACTICES

PREFACE

*Dr. Daniel O. Suman**

The land meets the sea in the coastal zone, a unique geographical area of great ecological, social, and economic importance. The recent UN Ocean Conference estimated that about half of the world's population resides within 100 km of the ocean – in an area which is only 20% of the global land mass. By 2025 perhaps 75% of world citizens will live in coastal areas. Many of the world's largest cities (Rio de Janeiro, Buenos Aires, Los Angeles, New York, London, Mumbai, Bangkok, Jakarta, Singapore, Sydney, Guangzhou, Hong Kong, Shanghai, and Tokyo, for example) have evolved in this important area because of the important maritime and terrestrial transportation linkages there. Twenty one of 33 of the world's megacities (population greater than 10 million persons) are located in coastal areas.

Coastal ecosystems, both terrestrial and marine, are unique habitats that are highly productive and dependent on each other. They offer countless ecosystem benefits. In the Anthropocene Epoch of global climate change and increasing levels of greenhouse gases, the concept of Blue Carbon or carbon sinks in marine/coastal environments has attracted increasing attention. Coastal wetlands (mangroves, salt marshes, estuarine forests, seagrass beds) excel at carbon sequestration because of their high primary productivity and ability to trap sediments rich in organic material. Living and natural shorelines also provide protection from storm surges and flooding resulting from storms and sea level rise. Varied coastal habitats (mangroves and coastal wetlands, coral reefs, seagrass beds, estuaries, dunes) offer unique habitats for many species of flora and fauna and

house sites of important biodiversity. These same areas serve as nursery grounds and habitats for many species during different stages in their life cycles. Over 60 million persons are employed globally in extraction of coastal resources and aquaculture, and the marine resources that they provide contribute at least 20% of the protein intake for over 2.6 billion persons. Other benefits from coastal resources are non-consumptive and more difficult to quantify; these include the cultural and aesthetics values of coastal ecosystems, as well as their value for environmental education and scientific research.

Coastal ecosystems are often sensitive and easily degraded due to the great economic interests in this limited geographical space. For example, coastal wetlands including mangrove forests, have been converted at alarming rates to aquaculture ponds, urbanized areas, tourist resorts, and agricultural fields. Coral reefs throughout the tropics and subtropics are vulnerable to bleaching events due to increased sea surface temperatures (a result of global climate change), nutrient pollution from domestic wastes and agricultural fertilizers, increased sedimentation from land-based activities and port dredging, and diseases as a result of the human-induced stresses. Even sandy beaches experience degradation from oil pollution, plastic wastes, and increasing erosion due to sea level rise coupled with poor shoreline management practices.

* Professor at the *Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami, USA.*

Clearly, we cannot expect that human activities will cease in this important geographical space. Yet we must attempt to achieve sustainability and activities that will minimize the harm that we are causing to these important coastal resources and protect them for the benefits that they will offer future generations and, additionally, for their intrinsic values. The United Nations Sustainable Development Goals (SDG) – particularly SDG 14 (Marine Life) and 15 (Terrestrial Life), offer some guidance in this arena for all countries. Most relevant to coastal areas are Targets 14.1, 14.2, 14.5, 15.1, and 15.5. Target 14.1 calls on countries to prevent and significantly reduce marine pollution, especially from land-based sources, by 2025. Target 14.2 urges nations by 2020 to sustainably manage and protect marine and coastal ecosystems. The hope of Target 14.5 is that countries conserve at least 10% of their marine and coastal areas. Target 15.1 urges nations to ensure conservation, sustainable use, and restoration of terrestrial ecosystems and services, especially wetlands. Additionally, Target 15.5 encourages the reduction of degradation of natural habitats and an end to biodiversity losses.

Despite the essential ecosystem services that coastal areas provide and the uniqueness of their habitats, they also experience severe challenges and vulnerabilities that threaten their health and continued sustainability. The tremendous human pressures resulting from important economic interests and high population densities lead to issues of waste production and improper disposal, high levels of water extraction, and conversion of natural coastal habitats to more “valuable” short-term uses. The large number of competing uses in the limited coastal spaces is conducive to serious stakeholder conflicts. Coastal areas are the boundary between public and private property regimes which also accentuates the level of conflict over resource protection. Governance frameworks in coastal zones are often insufficient to properly manage and protect coastal space. Public policies often encourage development in coastal communities over long-term protection that may not be immediately beneficial to elected officials. Laws and institutions experience high levels of frag-

mentation – both on sectoral and inter-governmental levels. It is challenging to manage this coastal space when legislation is not coordinated and agencies are single-purpose. The coastal zone includes both lands and waters, but rarely do we find governmental and institutional coordination over this dynamic coastal space.

Brazil is blessed with over 8,000 kilometers of coastal shoreline that is rich national patrimony. This places Brazil in the top 10% of coastal nations in the world in length of coastline. Over 300 municipalities border the ocean, and 17 of the country’s 26 states are coastal. Its coastal zone is marked by exceptional diversity in climate, ecology, socio-economics, and culture. The northern coast straddles the Equator and experiences an equatorial climate domain. Climate in the northeastern and central coastal areas ranges from tropical semi-humid, semi-arid, and semi-humid. The extreme southern coastal area has a subtropical climate, and waters from the Antarctic reach its coastal ocean. Extensive mangrove forests form the coastal vegetation in northern Brazil – also marked by the large Amazon River estuary and delta. Atlantic tropical rainforest once was the coastal vegetation of the central coastline, but only a small percentage remains intact today. Coral reef ecosystems exist in over 3,000 km of coastline in northeastern Brazil and are the only coral reefs in the South Atlantic. Besides these habitats types, extensive estuaries, salt marshes, dunes, coastal lagoons, islands, and sandy beaches are additional coastal features. Brazil’s more than 2,000 sandy beaches boast worldwide fame.

Brazil is a coastal country per se. Most of the country’s large cities are located along the Atlantic coast, and the 17 coastal states contribute the majority of the country’s population. Brazil’s coastal zone also concentrates many of the nation’s strategic activities, such as ports, offshore oil and gas production and onshore refineries and petrochemical plants, aquaculture and fisheries, and tourism. Brazil’s international tourism poles are clearly coastal – Florianópolis, Rio de Janeiro, Salvador, Recife, and Fortaleza, attracting a significant percentage of the 6.6 million international tourist arrivals in 2018.

Despite Brazil's exceptional coastal zones that contribute numerous ecosystem services, as well as great economic and strategic benefits to the country, this geographical space faces particular challenges and threats. Untreated or partially treated industrial and domestic wastes contaminate coastal waters. Urban developments, tourism infrastructure, and inappropriately sited aquaculture operations convert coastal habitats and do not respect natural shoreline morphologies. Recent mining dam disasters have caused irreparable damage to several rivers, and the impacts may even reach coastal waters. The recent "unexplained" petroleum pollution of coastal waters and beaches in the northeast and central coasts illustrates not only the risks from maritime transport and offshore oil operations, but also the absence of the actual Brazilian Federal Government to immediately initiate its National Oil Spill Contingency Plan. While the national coastal management legislation and program exist, successful implementation has varied widely among the states. Clearly, serious gaps continue to exist regarding institutional coordination and implementation of sustainable management measures.

The publication **Gestão Ambiental e Sustentabilidade em Áreas Costeiras e Marinhas: Conceitos e Práticas** is an important and noteworthy offering for numerous reasons. It represents contributions from a new generation of Brazilian researchers whose work focuses on various coastal-related topics – including protected areas, climate change, coastal management and conflict resolution, participatory mapping by coastal stakeholders, ports, and water quality. The information conveyed in these essays will be useful to decision-makers, conflict resolution and planning for sustainable solutions. Taken as a whole the publication argues for a new set of values that operate under the principles of environmental sustainability for Brazil's coastal habitats.

GESTIÓN AMBIENTAL Y SOSTENIBILIDAD EN ÁREAS COSTERAS Y MARINAS: CONCEPTOS Y PRÁCTICAS

PREFACIO

*Dr. Daniel O. Suman**

La tierra se encuentra con el mar en la zona costera, un área geográfica única de gran importancia ecológica, social y económica. La reciente Conferencia Oceánica de la ONU estimó que aproximadamente la mitad de la población mundial reside dentro de los 100 km del océano, en un área que es sólo el 20% de la masa terrestre mundial. Para 2025, tal vez el 75% de los ciudadanos del mundo vivirán en zonas costeras. Muchas de las ciudades más grandes del mundo (Río de Janeiro, Buenos Aires, Los Ángeles, Nueva York, Londres, Mumbai, Bangkok, Yakarta, Singapur, Sídney, Guangzhou, Hong Kong, Shanghái y Tokio, por ejemplo) han evolucionado en esta importante área debido a los importantes enlaces de transporte marítimo y terrestre allí. Veintiuna de las 33 megaciudades del mundo (población mayor a 10 millones de personas) están ubicadas en áreas costeras.

Los ecosistemas costeros, tanto terrestres como marinos, son hábitats únicos que son altamente productivos y dependen unos de otros. Ofrecen innumerables beneficios del ecosistema. En la Época del Antropoceno del cambio climático global y los niveles crecientes de gases de efecto invernadero, el concepto de Carbono Azul o sumideros de carbono en ambientes marinos / costeros ha atraído cada vez más atención. Los humedales costeros (manglares, marismas, bosques de estuarios, lechos de pastos marinos) se destacan en el secuestro de carbono debido a su alta productividad primaria y su capacidad para atrapar sedimentos ricos en material orgánico. Las costas vivas y naturales también brindan protección contra inundaciones resultantes de tormentas y el aumento del nivel del mar. Los hábitats costeros variados

(manglares y humedales costeros, arrecifes de coral, lechos de pastos marinos, estuarios, dunas) ofrecen hábitats únicos para muchas especies de flora y fauna y sitios de alojamiento de importante biodiversidad. Estas mismas áreas sirven como vivero y hábitat para muchas especies durante las diferentes etapas de sus ciclos de vida. Más de 60 millones de personas están empleadas en todo el mundo en la extracción de recursos costeros y acuicultura, y los recursos marinos que proporcionan contribuyen al menos con el 20% del consumo de proteínas para más de 2.600 millones de personas. Otros beneficios de los recursos costeros son no consuntivos y más difíciles de cuantificar; Estos incluyen los valores culturales y estéticos de los ecosistemas costeros, así como su valor para la educación ambiental y la investigación científica.

Los ecosistemas costeros son a menudo sensibles y fácilmente degradados debido a los grandes intereses económicos en este espacio geográfico limitado. Por ejemplo, los humedales costeros, incluidos los manglares, se han convertido a tasas alarmantes en estanques de acuicultura, zonas urbanizadas, centros turísticos y campos agrícolas. Los arrecifes de coral en zonas tropicales y subtropicales son vulnerables a los eventos de blanqueamiento debido al aumento de la temperatura de la superficie del mar (como resultado del cambio climático global), la contaminación de nutrientes de los desechos domésticos y los fertilizantes agrícolas, el aumento de la sedimentación de las actividades terrestres y el dragado de puertos, y enfermedades como resultado del estrés inducido por el ser humano.

* Profesor Doctor en la *Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, Universidad de Miami, EUA*. Traducción al español: Dra. Raquel D. Souto.

Incluso las playas arenosas experimentan degradación por la contaminación del petróleo, los desechos plásticos y la creciente erosión debido al aumento del nivel del mar, junto con las malas prácticas de gestión de la costa.

Claramente, no podemos esperar que las actividades humanas cesen en este importante espacio geográfico. Sin embargo, debemos intentar lograr la sostenibilidad y las actividades que minimicen el daño que estamos causando a estos importantes recursos costeros y protegerlos por los beneficios que ofrecerán a las generaciones futuras y, además, por sus valores intrínsecos. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, particularmente los ODS 14 (Vida marina) y 15 (Vida terrestre), ofrecen alguna orientación en este campo para todos los países. Los más relevantes para las áreas costeras son las Metas 14.1, 14.2, 14.5, 15.1 y 15.5. La Meta 14.1 hace un llamado a los países para prevenir y reducir significativamente la contaminación marina, especialmente de fuentes terrestres, para 2025. La Meta 14.2 insta a las naciones para 2020 a gestionar y proteger de manera sostenible los ecosistemas marinos y costeros. La esperanza de la Meta 14.5 es que los países conserven al menos el 10% de sus áreas marinas y costeras. La meta 15.1 insta a las naciones a garantizar la conservación, el uso sostenible y la restauración de los ecosistemas y servicios terrestres, especialmente los humedales. Además, la Meta 15.5 fomenta la reducción de la degradación de los hábitats naturales y el fin de las pérdidas de biodiversidad.

A pesar de los servicios esenciales del ecosistema que proporcionan las zonas costeras y la singularidad de sus hábitats, también experimentan graves desafíos y vulnerabilidades que amenazan su salud y su sostenibilidad continua. Las tremendas presiones humanas resultantes de importantes intereses económicos y las altas densidades de población conducen a problemas de producción de desechos y eliminación inadecuada, altos niveles de extracción de agua y conversión de hábitats costeros naturales a usos a corto plazo más "valiosos". La gran cantidad de usos competitivos en los espacios costeros limitados es propicia a conflictos serios de los interesados. Las zonas costeras son el límite entre los regímenes de propiedad pública y pri-

vada que también acentúa el nivel de conflicto sobre la protección de los recursos. Los marcos de gobernanza en las zonas costeras a menudo son insuficientes para gestionar y proteger adecuadamente el espacio costero. Las políticas públicas a menudo fomentan el desarrollo en las comunidades costeras sobre la protección a largo plazo que puede no ser inmediatamente beneficiosa para los funcionarios electos. Las leyes e instituciones experimentan altos niveles de fragmentación, tanto a nivel sectorial como intergubernamental. Es difícil administrar este espacio costero cuando la legislación no está coordinada y las agencias tienen un solo propósito. La zona costera incluye tierras y aguas, pero rara vez encontramos coordinación gubernamental e institucional sobre este dinámico espacio costero.

Brasil ha sido bendecido con más de 8,000 kilómetros de costa que es un rico patrimonio nacional. Esto coloca a Brasil en el 10% de las naciones costeras del mundo en longitud de costa. Más de 300 municipios bordean el océano, y 17 de los 26 estados del país son costeros. Su zona costera está marcada por una diversidad excepcional en clima, ecología, socioeconomía y cultura. La costa norte encadena el ecuador y experimenta un dominio climático ecuatorial. El clima en las zonas costeras del noreste y centro varía entre semihúmedo, semiárido y semihúmedo tropical. La zona costera extrema del sur tiene un clima subtropical, y las aguas de la Antártida alcanzan su océano costero. Extensos bosques de manglares forman la vegetación costera en el norte de Brasil, también marcada por el gran estuario y delta del río Amazonas. La selva tropical atlántica alguna vez fue la vegetación costera de la costa central, pero hoy solo un pequeño porcentaje permanece intacto. Los ecosistemas de arrecifes de coral existen en más de 3.000 km de costa en el noreste de Brasil y son los únicos arrecifes de coral en el Atlántico Sur. Además de estos tipos de hábitats, extensos estuarios, marismas, dunas, lagunas costeras, islas y playas arenosas son características costeras adicionales. Las más de 2.000 playas de arena de Brasil tienen fama mundial.

Brasil es un país costero per se. La mayoría de las grandes ciudades del país están ubicadas a lo largo de la costa atlántica, y los 17 estados costeros contribuyen con la mayoría de la población del país. La zona costera de Brasil también concentra muchas de las actividades estratégicas de la nación, como puertos, producción de petróleo y gas en alta mar y refinerías en tierra y plantas petroquímicas, acuicultura y pesca, y turismo. Los polos turísticos internacionales de Brasil son claramente costeros: Florianópolis, Río de Janeiro, Salvador, Recife y Fortaleza, que atraen a un porcentaje significativo de los 6.6 millones de llegadas de turistas internacionales en 2018.

A pesar de las zonas costeras excepcionales de Brasil que aportan numerosos servicios ecosistémicos, así como grandes beneficios económicos y estratégicos para el país, este espacio geográfico enfrenta desafíos y amenazas particulares. Los desechos industriales y domésticos no tratados o parcialmente tratados contaminan las aguas costeras. Los desarrollos urbanos, la infraestructura turística y las operaciones de acuicultura ubicadas inapropiadamente convierten los hábitats costeros y no respetan las morfologías naturales de la costa. Los recientes desastres en las represas mineras han causado daños irreparables en varios ríos, y los impactos pueden incluso llegar a las aguas costeras. La reciente contaminación por petróleo

"inexplicada" de las aguas costeras y las playas en las costas noreste y central ilustra no solo los riesgos del transporte marítimo y las operaciones de petróleo en alta mar, sino también la ausencia del Gobierno Federal de Brasil de emplear inmediatamente su plan de contingencia para derrames de petróleo. Si bien existen leyes y programas nacionales de manejo costero, la implementación exitosa ha variado ampliamente entre los estados. Claramente, continúan existiendo brechas serias con respecto a la coordinación institucional y la implementación de medidas de gestión sostenible.

La publicación **Gestão ambiental e sustentabilidade em áreas costeiras e marinhas: conceitos e práticas**, es una oferta importante y notable por varias razones. Representa las contribuciones de una nueva generación de académicos brasileños cuyo trabajo se centra en diversos temas relacionados con la costa, incluidas las áreas protegidas, el cambio climático, la gestión costera y la resolución de conflictos, el mapeo participativo costero, los puertos y la calidad del agua. La información transmitida en estos ensayos será útil para los tomadores de decisiones, en la resolución de conflictos y en la planificación de soluciones sostenibles. En total, la publicación defiende un nuevo grupo de valores que operan bajo los principios de sostenibilidad ambiental para los hábitats costeros en Brasil.

Os limites espaciais da zona costeira para fins de gestão a partir de uma perspectiva integrada

Flavia Moraes Lins-de-Barros¹

Celene Milanés Batista²

RESUMO

A análise dos limites costeiros exige estudos aprofundados em termos conceituais, teóricos e metodológicos que permitem um conhecimento mais completo e que contribuam para o planejamento e gestão adequados desses espaços geográficos únicos. Esse capítulo oferece algumas reflexões referentes ao termo zonas costeiras e os diferentes critérios para sua delimitação espacial. As várias abordagens e metodologias que influenciam os limites da costa são investigadas com o objetivo de serem utilizadas para um planejamento eficaz e gerenciamento integrado, estabelecendo uma avaliação crítica de cada abordagem analisada. A consulta de várias fontes bibliográficas, a observação da realidade e o conhecimento exaustivo que as autoras tem sobre as áreas costeiras e marinhas, permitem especificar as contribuições e insuficiências dos trabalhos consultados. O capítulo analisa como a zona costeira pode ser definida a partir de abordagens geomorfológicas, ecossistêmicas e sociodemográficas e outras, que possuem um caráter mais integrado e influenciam o planejamento e o gerenciamento do território. Finalmente, o capítulo apresenta uma revisão dos critérios de delimitação da zona costeira e, especificamente, dos ecossistemas de praia para fins de gestão, apresentando como estudos de caso a legislação brasileira e cubana. A delimitação espacial da zona costeira se apresenta nos dois casos como um dos mais importantes desafios da gestão costeira. Nos dois países, a formulação de metodologias, normas e planos são contribuições importantes para o estabelecimento de limites territoriais que garantam a adequada gestão e planejamento costeiros e marítimos.

Palavras-chave: Fronteiras costeiras, gerenciamento integrado de zonas costeiras, delimitação espacial de zonas costeiras, Cuba, Brasil.

1 Doutora em Geografia. Docente do Departamento de Geografia e do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PPGG-UFRJ), onde coordena o Laboratório de Geografia Marinha. Lidera o grupo de pesquisa em Geografia Marinha e Gestão Costeira Integrada do CNPq. É membro do Programa de Geologia e Geofísica Marinha do Brasil, onde representa a UFRJ, e da Rede Iberoamericana Proplayas. E-mail: flaviamlb@gmail.com.

2 Pós-doutoranda em Geografia na Universidade Federal do Pará (Belém, Brasil). Professora titular na Universidad de la Costa (Colômbia). Professora colaboradora na Facultad de Arquitectura na Universidad de Oriente (Cuba) e pesquisadora do Centro de Estudios Multidisciplinarios de Zonas Costeras (CEMZOC), da mesma universidade. E-mail: celenemilanes@gmail.com.

ABSTRACT

Deep conceptual, theoretical and methodological studies are required when analyzing coastal limits with the aim of achieving better understanding and greater contribution to the right planning and management of those geographical spaces. Some considerations about the aim of coastal zones, as well as different criteria for their spatial delimitation, are given in the present Chapter. Results of a research work about the great diversity of approaches and methodologies influencing on coasts for getting effective integrated coastal planning and management, are also given here, establishing, at the same time, critical assessment of every approach analyzed. Contribution and insufficiencies of previous works about coastal and marine areas are also detailed as a result of the bibliographical review, reality observation and authors' great knowledge about the theme. Coastal zone boundaries is analyzed in this Chapter taking into account the geomorphological, ecological, socio-demographic and other approaches more integrally influencing on territorial planning and management. At the end of the Chapter, a review is given about different criteria to delimitate the coastal zone, with special emphasis on management of beach ecosystems. Coastal management in Brazil and Cuba are analyzed as Study Cases. In both cases, spatial delimitation of coastal zones constitutes one of the most important challenges for coastal management. The new methodologies, norms and plans of those countries regarding management, represent important contribution to territorial delimitation, leading to guarantee adequate coastal and marine Management and Planning.

Keywords: Coastal boundaries, integrated coastal zone management, spatial delimitation of coastal zones, Cuba, Brazil.

1. INTRODUÇÃO

O conceito atual de zona costeira surge no momento em que se entendeu que os ambientes terrestres e o marinho adjacente constituíam um sistema cujos elementos interagem entre si. No entanto, ainda não existe uma definição universalmente aceita (Garcia, 1994), o que representa um problema para o planejamento desses espaços uma vez que não se define precisamente até que ponto essas interações ocorrem.

A zona costeira, zona litoral ou área costeira foi abordada como diferentes significados por diferentes autores³. Alguns teóricos, como Ketchum (1972), Garcia (1994) e Steer *et al.* (1997), consideram sua abordagem espacial. Barragán (2003) usa o termo área litoral para se referir à área geográfica e costeira, quando o processo de planejamento e gerenciamento optou por limites definidos, nos quais critérios legais-administrativos foram utilizados.

A gestão das zonas costeiras é um desafio que se impôs a diversos países, especialmente a partir da década de 1960, tendo como foco inicial as preocupações concernentes ao uso dos recursos naturais marinhos e costeiros e à proteção costeira para fins de obras de infraestrutura portuária ou de ocupação urbana. Nesse momento, predomina uma perspectiva setorial de gestão costeira com foco numa concepção economicista e antropocêntrica dos recursos naturais (Pérez-Cayeyro *et al.*, 2016). Com o aumento da urbanização e do fenômeno turístico-balnear nas áreas costeiras e o aprofundamento dos estudos sobre o seu uso e ocupação; e sobre os conflitos e impactos ambientais, ampliaram-se os temas e as problemáticas na pauta da gestão costeira (Dias, 2003; Moraes, 1999). Nas últimas décadas do século XX, aumentam também as preocupações com mudanças climáticas e com a subida do nível do mar.

A comunidade científica foi proporcionando orientações e recomendações baseadas no enfoque holístico orientado à gestão (Pérez-Cayeyro *et al.*, *op. cit.*). Para atender às demandas que surgiam na sociedade, na política e na Ciência, emerge na década de 1990 o conceito de gestão costeira integrada, também denominada de gestão integrada do litoral (Barragán e Andrés, 2016).

³ Um balanço das diferentes acepções que existem foi considerado. Nesse capítulo, sempre será aplicada a terminologia “zona costeira”. Esse termo é mais generalizado e implementado pelas instituições britânicas – *Countryside Commission y English Nature*; *Department of the Environment (DOE)*; australiana – *Resource Assessment Commission Australian Government (RACAG)*; estadunidenses – *US Environment Protection Agency (USEPA)*; *US Agency for International Development (USAID)*; e de parte do sistema das Nações Unidas – *Food and Agriculture Agency (FAO)*, *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO)*, *United Nations Environment Programme (UNEP)*. Além desse referencial, foram observados decretos dos ordenamentos jurídicos brasileiro e cubano sobre a gestão de zonas costeiras, dentre outros documentos.

Para Cicin-Sain e Knecht (1998), gestão costeira integrada é “um processo dinâmico e contínuo através do qual são tomadas decisões, visando o uso e desenvolvimento sustentável e a proteção das áreas costeiras e marinhas e seus recursos” (p. 39). Mais recentemente, merecem destaque duas concepções: a gestão com base ecossistêmica e o ordenamento espacial marítimo.

Independentemente das questões tratadas ou do conceito utilizado, a gestão costeira tem sido definida de modo geral como um processo de administração pública dos espaços costeiros ou litorâneos, que visa a desenvolver e a implementar uma estratégia coordenada para garantir a conservação e/ou preservação dos recursos naturais e a sustentabilidade dos múltiplos usos da zona costeira (Pérez-Cayeyro *et al.*, *op. cit.*; French, 1997; Moraes, *op. cit.*; Polette e Silva, 2003). Tal visão insere a gestão costeira na noção de gestão ambiental e toda gestão ambiental faz parte de um processo mais amplo de gestão territorial (Cunha e Coelho, 2003). Assim, como já afirmara Dias: “(...) a Gestão Integrada das Zonas Costeiras não faz qualquer sentido sem que exista uma Gestão Integrada do Território. A primeira deve constituir apenas uma parte da segunda” (2003, p. 4).

É baseado nesta premissa, que o presente capítulo pretende oferecer algumas reflexões. Se concordarmos que gerir a zona costeira é gerir um território e que este, no caso dos ambientes costeiros, deve ser entendido como um sistema aberto complexo, e que os espaços terrestres e marinho precisam ser analisados conjuntamente, então um dos primeiros passos para se pensar em gestão costeira integrada deve ser a definição da unidade territorial, ou seja, do substrato espacial do território (Souza, 2013) que se pretende gerir. No entanto, embora esta delimitação deva ser estabelecida para fins legais e de gestão, é difícil identificar precisamente os limites terrestres e marinhos que contemplem a mútua interação entre a terra e o mar (Woodroffe, 2002).

A precisa delimitação do que seria a zona costeira é tema que suscita polêmicas internacionais (Moraes, *op. cit.*). No senso comum, todos tem ideia do que é zona costeira, mas, quando se trata de delinear seus limites espaciais, o problema torna-se mais complexo e pode envolver diversos critérios (Martins, 1997; Barragán e Andrés, 2016). O desenvolvimento histórico da concepção de gestão costeira foi acompanhado também por mudanças na definição destes critérios, influenciando a delimitação das áreas de gestão (Pérez-Cayeyro *et al.*, *op. cit.*). Como afirmam Barragán e Andrés (*op. cit.*), estamos diante de um meio geográfico, que se manifesta em termos espaciais, relativamente amplo e flexível no território. Além da espacialidade, Kana (1991 *apud* Clark, 1995) acrescenta ainda o aspecto temporal dos processos costeiros, lembrando que os limites da zona costeira são dinâmicos no tempo, sofrendo mudanças naturalmente, em função, por exemplo, de processos erosivos e de sedimentação, de subsidência ou da evolução de habitats, assim como, artificialmente, em resposta ao desenvolvimento urbano, ao desenvolvimento de novos usos ou decorrente de novas regulamentações.

A inquietação que se pretende apresentar aqui é justamente o fato de que, por se tratar de uma gestão territorial, a dificuldade de delimitação de uma unidade espacial para as zonas costeiras torna-se um dos grandes problemas da gestão costeira. Acrescenta-se que essa mesma dificuldade está associada à própria definição do que é zona costeira ou área litorânea, uma vez que se trata de um ambiente que não se associa a uma feição ou paisagem claramente delimitada, ou a um determinado recurso natural exclusivamente, a um único tipo de uso, ou ainda a um processo geobiofísico em particular, mas sim de um ambiente complexo na interseção dos ambientes terrestres e marinhos, com múltiplos usos e interesses e enorme diversidade de paisagens.

Portanto, a zona costeira não é sempre uma unidade natural evidente, que circunscreva em todas as áreas litorâneas um espaço padrão, naturalmente singularizado (Moraes, *op. cit.*). Em uma bacia hidrográfica, em contraste, há claramente uma unidade espacial de análise e de gestão dos recursos hídricos, com gestão direcionada prioritariamente para o uso da água. A sua delimitação pode ser estabelecida de maneira bastante objetiva, a partir de cartas topográficas, baseando-se na identificação do divisor de águas, dos rios e das feições de encostas e vales. No entanto, quando se trata de integrar as bacias hidrográficas com a zona costeira, por exemplo, apresentam-se outros elementos, tanto do ponto de vista dos interesses e usos, como dos processos geobiofísicos ali presentes.

Atualmente, a inter-relação indissolúvel entre bacias hidrográficas e zonas costeiras e a influência que essas unidades ambientais exercem sobre o funcionamento de seus sistemas naturais e sociais são amplamente reconhecidas (Milanés-Batista *et al.*, 2017; Martínez *et al.*, 2012).

Para cada ecossistema costeiro em particular, como uma praia arenosa ou um estuário, o desafio da delimitação é grande e a adoção dos limites terrestres e marinhos pode variar bastante de acordo com os critérios ou abordagens adotados, o que também varia de acordo com a finalidade da delimitação que se está buscando. Enquanto para alguns, a zona costeira abrange toda uma bacia hidrográfica, para outros, ela se restringe a uma estreita faixa na interseção terra-mar (Penning-Rowsell, 1993).

Com o objetivo de trazer elementos e reflexões para esse debate, o presente capítulo está organizado em duas partes: a primeira, apresenta três abordagens que comumente são utilizadas nos critérios de delimitação da zona costeira e das praias. A abordagem geomorfológica, que enfatiza as feições e os complexos e dinâmicos processos físicos dos ambientes costeiros, marinhos e daqueles na interface terra-mar; a abordagem ecossistêmica ou biológica, que adota classificações baseadas nos limites e adaptações dos organismos e na sua interação com o meio; e a abordagem sociodemográfica, que define seus próprios critérios para delimitação da zona costeira, visando caracterizar, por exemplo, o número de habitantes nas zonas costeiras ou a população costeira em risco, no caso da subida do nível do mar. A segunda parte do capítulo apresenta uma revisão dos critérios de delimitação da zona costeira e das praias para fins de gestão, apresentando a legislação brasileira e cubana como estudos de caso.

2. DELIMITAÇÃO ESPACIAL DA ZONA COSTEIRA: DIFERENTES ABORDAGENS

Conforme aponta Moraes (1999), os critérios para delimitação da zona costeira podem variar de acordo com a finalidade desta delimitação, assim como em casos particulares, que exigem critérios próprios. O autor destaca que os critérios utilizados podem se basear no quadro natural ou na vida social. Nesse segundo conjunto, despontam dois elementos fundamentais: as divisões político-administrativas e o padrão predominante de uso do solo. O presente capítulo apresenta essas três abordagens para se pensar a delimitação da zona costeira – a abordagem geomorfológica, a ecossistêmica, e a abordagem sociodemográfica. As divisões político-administrativas entram aqui como um dos possíveis critérios adotados pela gestão e são discutidas da parte 3 do capítulo. Deve-se ressaltar que uma visão holística das questões sociais, ambientais e políticas, segundo a qual se enfatiza a visão integrada e ecossistêmica da gestão costeira, traz para o debate a importância de se apreender a interface entre o quadro natural e social e entre as diferentes abordagens apresentadas no capítulo. Neste sentido, a gestão pode se tornar o elo de ligação das diferentes dimensões da zona costeira, uma vez que lida com o espaço e com o território, onde efetivamente não existem as divisões criadas artificialmente para fins didáticos ou para setorização das políticas.

2.1 ABORDAGEM GEOMORFOLÓGICA

O estudo da geomorfologia tem como objetivo descrever as formas de relevo e compreender os processos que lhes deram origem e que produzem transformações nestas formas, tanto no presente, como também ao longo do tempo. É definido por Hugget (2007) como a ciência que investiga as formas terrestres e os processos que as transformam, ou ainda, como define Summerfield (2001), é a ciência cujo foco de pesquisa é a relação entre as formas terrestres e os processos que agem sobre estas. A geomorfologia costeira se define, portanto, como a ciência que estuda os relevos costeiros, visando reconhecer as diferentes feições existentes, os processos que atuam nestas, as transformações que ocorrem e a mútua correlação entre formas e processos (Bird, 2008).

Como exemplo de feições típicas das áreas costeiras, destacam-se as praias, as dunas, os estuários, as baías, as falésias, os cordões litorâneos e as cristas de praias. Em relação ao relevo da porção marinha, temos como exemplo as feições submersas junto à linha de costa, tais como os terraços marinhos, as planícies de maré e aquelas associadas à plataforma continental, como o talude e os cânions submarinos. Vale ressaltar que algumas feições, como os costões rochosos, os manguezais e as praias arenosas, apresentam tanto partes submersas como partes emersas, situando-se na interface destes ambientes.

À medida que se afastam da linha de costa, as feições costeiras podem se mesclar às feições continentais, no caso da parte emersa, ou com feições marinhas, no caso do espaço oceânico. Mas afinal, como definir seus limites, se uma determinada feição pode ser considerada como parte da zona costeira, tanto em direção à terra como em direção ao mar? Do ponto de vista geomorfológico, a resposta a essa pergunta encontra-se na concepção central desta ciência, ou seja, nas formas de relevo e nos processos de origem e transformação dessas. Antes de adentrar nos possíveis critérios geomorfológicos para essa delimitação, entende-se ser importante concentrar-se um pouco nas diferentes classificações geomorfológicas do relevo costeiro propostas ao longo da História desta ciência, partindo das primeiras propostas, que datam do começo do século XX.

2.1.1 Classificação das feições fisiográficas costeiras

Os primeiros modelos de classificação das feições fisiográficas costeiras datam de meados do século XIX, mas é nas primeiras décadas do século XX, que algumas propostas se tornam mais estruturadas, difundidas e aceitas. Identificam-se nessas classificações pelo menos quatro diferentes critérios: i) mudança relativa do nível do mar (Batista, 2018b); ii) agente de formação da feição (Robert e Alder, 1999); iii) idade da feição (UNITED STATES CONGRESS, 1972); iv) tipo de processo dominante (Batista, 2018c; Abogado e Mendez, 2003). No começo do século XX, sob forte influência da Teoria da evolução de Charles Darwin e da Teoria do ciclo geográfico de William Morris Davis, destaca-se a proposta elaborada por Johnson (1919). Johnson, não apenas descreveu as feições costeiras e a história de reconstrução da origem destas feições, como também formulou um esquema em que apresentava visualmente o processo evolutivo destas, em uma sequência temporal (Woodroffe, 2002).

Em 1919, Johnson classifica as feições costeiras em dois tipos principais, com base nas mudanças relativas do nível do mar e na ideia de equilíbrio: costa de submersão (ex.: rias, fiordes), costa de emersão (ex.: costas retilíneas, fundos marinhos rasos). Ele identifica ainda, as costas neutras (ex.: deltas, planícies costeiras aluviais, costas vulcânicas) e as costas mistas ou compostas, que podem ser a combinação das anteriores. Apesar de Johnson ter colocado o processo de mudança relativa do nível do mar como central de sua classificação, tal fato precedeu o avanço dos estudos e a melhor compreensão sobre os processos associados ao nível do mar. Ao longo do século XX, diversas classificações expandiram as ideias de Johnson, tanto do ponto de vista do equilíbrio e sua sequência temporal (feições jovens ou maduras), quanto em relação à distinção entre costas que emergiram e costas que sofreram submersão (Quadro 1).

Quadro 1. Classificações das feições costeiras ao longo do século XX

Autor	Classificação das feições costeiras	
Johnson (1919)	Costas que emergiram (rias, fiordes)	Costas que submergiram
Shepard (1948 apud Woodroffe, 2002)	Costas primárias ou jovens a) Formadas por erosão ou deposição b) Formadas por atividade vulcânica c) Formadas por diastrofismo	Formadas por erosão ou deposição terrestre
Valentin (1952 apud Woodroffe, 2002)	Costas que avançaram a) Costas que sofreram emersão b) Costas prográdantes formadas organicamente c) Formadas inorgânicamente por deposição marinha ou por deposição fluvial (delta)	Costas que retrogradaram a) Costas submergentes b) Formadas por agentes glaciais (fiordes) ou por agentes fluviais (estuários) c) Costas retrogradantes (escarpas, rochedos)
Cotton (1954 apud Woodroffe, 2002)	Costas de regiões estáveis a) Que sofreram recentemente submersão b) Que sofreram previamente emersão c) Mistas	Costas de regiões móveis a) Que sofreram recentemente submersão b) Que sofreram previamente emersão c) Falhadas ou dobradas d) Mistas

Elaboração própria. Modificado de Woodroffe (2002).

Shepard (1948 *apud* Woodroffe, 2002) subdivide a costa em costas primárias (ou jovens) e costas secundárias (ou maduras). Já Valentin (1952 *apud* Woodroffe, *ibid.*), combina o critério baseado no nível do mar com os processos de formação das feições, revelando uma aderência à tendência dos estudos de processos que começam a surgir nesta época na pesquisa geomorfológica. Assim como esse último, Cotton (1954 *apud* Woodroffe, *ibid.*) também se apropria da ênfase nos processos e na visão geológica estrutural. Apesar de bastante conhecidas, nenhuma dessas classificações propostas tiveram aplicação universal.

A partir das décadas de 1960 e 1970, os estudos em geomorfologia costeira começaram a se dedicar mais fortemente ao tema da evolução das feições, fazendo a associação às oscilações da linha de costa. A interação entre a abordagem descritiva e evolutiva das feições com a abordagem processual combina a compreensão da variação dos processos com a reconstrução histórica das formas geomorfológicas (Woodroffe, *op. cit.*). Nessa via, busca-se entender o comportamento da zona costeira, que passa a ser compreendida como um sistema: sua morfodinâmica envolve um complexo e mútuo ajuste entre formas e processos (Carter e Woodroffe, 1994).

Em relação às classificações das feições costeiras, nota-se a tendência em enfatizar o tipo de processo dominante relacionado às características morfológicas. Esse tipo de classificação permite utilizar critérios mensuráveis, como a energia das ondas e as amplitudes de maré (Silva *et al.*, 2004). Não se difunde mais tanto a ideia de um modelo único de classificação, mas sim classificações e tipologias específicas para diferentes feições ou ecossistemas. Assim, temos como exemplo a classificação de deltas proposta por Galloway (1975), que distingue os deltas dominados por ondas, dominados por maré, dominados por ação fluvial e deltas mistos, que podem ter ação predominante de mais de um agente. A mesma lógica de classificação é adotada também para os estuários, segundo proposta de Lassere (1979 *apud* Silva *et al.*, 2004), que diferencia quatro tipos de estuários, de acordo com a amplitude de maré e a energia de ondas. French (1997) adota essa ideia e propõe classificar as costas em: dominadas por ondas, dominadas por maré ou dominadas por ventos. No caso das praias arenosas especificamente, estas podem se diferenciar, por exemplo, em função da energia das ondas – praias abrigadas, semi-abrigadas ou expostas; da amplitude de maré – ambiente de micro, meso ou macro maré; ou em função de sua morfodinâmica, em diferentes estágios, tais como a classificação de Wright e Short (1984). As planícies costeiras também podem ser classificadas, sob essa lógica, como planície fluvio-marinha, planície marinha ou planície de maré.

2.1.2 Critérios geomorfológicos para delimitação da zona costeira

Os aspectos acima apontados, acerca da evolução das classificações e das abordagens ao longo do tempo na geomorfologia costeira, são importantes para se compreender melhor os critérios adotados para a definição e a delimitação da zona costeira. É muito comum na literatura sobre geomorfologia costeira, encontrar como definição de zona costeira algo próximo ao que definiu Bird (2008): zona onde terra, mar e ar (litosfera, hidrosfera e atmosfera, respectivamente) se encontram e interagem.

Essa definição, aparentemente simples e clara, esconde toda a complexidade dos processos na interface terra-mar-ar, e apresenta-se bastante vaga do ponto de vista da delimitação espacial. A noção de que há importante inter-relação entre o oceano e a costa não é novidade. Em *Dictionary of Geography* (Dicionário de Geografia), de W.G. Moore, publicado em 1952, por exemplo, a palavra costa (*coast*) já apresenta esta noção: “a parte da terra que bordejia o mar ou qualquer outra faixa extensiva de água e que esteja sob influência direta das ondas” (Moore, 1952). Antes ainda, Johnson afirmava que “A linha onde a terra e a água se encontram tem sido chamada de litoral (*shoreline*), orla (*stranline*), linha de costa (*coast line*), e linha d’água (*water line*)” (Johnson, 1919). A natureza exata dessa noção do contato terra-mar foi praticamente inexplorada até os estudos iniciados nas décadas de 1970 e 1980, que começaram a revelar a íntima conexão entre praia, estuário, antepraia, face de praia e plataforma continental (Carter e Woodroffe, 1994).

Geralmente, os termos *coastal* e *shore* são ambos traduzidos para o português como *costa*. O termo *shoreland* é muitas vezes entendido como orla, enquanto *shoreline* e *coastline* seriam referentes à linha de costa. Já em espanhol, Barragán e de Andrés (2016) argumentam que a melhor tradução para termo *coast* ou *coastal zone*, tal como vem sendo usado na literatura de língua inglesa, é litoral ou área litorânea, e a palavra *costa* seria restrita à uma faixa estreita, imediatamente no contato terra-mar.

Muitas vezes, a conceituação de zona costeira e de outros termos relacionados é acompanhada de uma proposta para os limites espaciais continentais e marinhos. Especificamente na abordagem geomorfológica, predominam critérios baseado na atuação espacial dos processos físicos e/ou nas formas deposicionais e erosivas (Quadro 2).

Quadro 2. Critérios geomorfológicos para delimitação espacial da zona costeira

Definição	Limite continental ou terrestre	Limite marinho	Autor/publicação
Zona costeira (<i>coastal zone</i>) é onde terra, mar e ar (litosfera, hidrosfera e atmosfera) se encontram e interagem.	Até onde há penetração da influência marinha como a crista de uma encosta rochosa, o limite interior de um estuário, lagoas, dunas ou pântanos.	Até, pelo menos, a zona de arrebatamento das ondas.	Bird (2008). Coastal Geomorphology: an introduction.
A costa (<i>coast</i>) compreende a interface entre a terra e o mar.	Até onde a maré tem influência, o que pode variar de acordo com a amplitude de maré e o com a vazão dos rios.	Não foi descrito.	Woodroffe (2002). Coasts: Forms, process and evolution.
Não apresentou definição.	O limite terrestre engloba depósitos costeiros e superfícies de erosão marinhas associados aos elevados níveis do mar durante os períodos interglaciais do Quaternário.	O limite marinho é definido pelo limite da plataforma continental que geralmente ocorre a profundidades entre 100 e 200m.	Cowel e Thom (1994). Morphodynamic of coastal evolution. In: Carter e Woodroffe (orgs.) Coastal Evolution.
Não apresentou definição.	Estende-se para dentro do continente incluindo falésias, terraços marinhos, campos de dunas ou outras feições costeiras.	O limite marinho é muito indefinido.	Komar (1976). Beach Processes and Sedimentation.
Zona litoral (<i>Zone littorale</i>): Zona compreendida entre o mais alto e o mais baixo alcance do mar pela maré, isto é, o estirâncio (<i>l'estiran</i>).	Alcance máximo da maré, podendo se estender por dezenas de quilômetros em locais onde a amplitude de maré é muito alta, como na Baía de Fundy no Canadá e onde ocorrem planícies como na baía de Saint-Michel.	Até o limite da maré baixa.	Guilcher (1954) Morphologie Littorale et Sous-Marine.
Costa (<i>shore</i>) é a zona da linha d'água, ou seja, a linha de contato do mar com a terra. Esta linha d'água está sempre migrando ⁴ .	Vai até o limite da maré baixa (<i>low water mark</i>).	Até a base da escarpa de falésia que geralmente marca o limite máximo de ação das ondas.	Johnson (1919). Shore Processes and Shoreline Development.

Elaboração própria.

Ainda pela observação do Quadro 2, nota-se que os critérios usados para o limite terrestre são relacionados à atuação das ondas, das marés ou da intrusão salina, ou ao tipo de feição costeira existente. Para adoção do limite marinho, pode-se notar critérios relacionados ao transporte sedimentar, como também associados às feições, sendo comum a adoção de uma determinada profundidade, que represente uma mudança na topografia. Predomina uma visão da geomorfologia processual, ora sendo usados os agentes modeladores do relevo como o elemento principal, ora a feição resultante. A inter-relação entre os processos costeiros e marinhos também aparece nesses critérios, quando são destacados o alcance da energia das ondas ou os depósitos associados às oscilações do nível do mar.

Para fins de delimitação, a dificuldade está em definir precisamente até onde esses processos geram interferência e interação entre si. Além do termo costa ou zona costeira, é possível identificar outros termos usados com limites próprios e que muitas vezes variam de autor para autor. Na língua inglesa, identificam-se, p.ex., os termos *coastal*, *littoral*, *coastal zone*, *shore*, *coastline*, *shoreline*, *shoreland*; em português: costa, zona costeira, orla, litoral, linha de costa; em espanhol: *costa*, *litoral*, *orilla*.

Uma descrição específica sobre a multiplicidade de termos implementados para definir os limites costeiros pode ser consultada no capítulo denominado *Coastal boundaries da Encyclopedia of Coastal Science* (Batista, 2018a). Esse resultado apresenta os termos e definições utilizados no diálogo científico e normativo para as fronteiras costeiras. Dentro dos itens destacados se identifica: “Marés baixas” (Teschmacher v Thompson, 1861), “Zona costeira” (Andrade *et al.*, 2008; Schlotfeldt, 2005), “Zona de influência costeira” (Henríquez *et al.*, 2011), “Plataforma insular” (REPÚBLICA DE CUBA, 2000), “Margem do continente” (French, 2005), “Limites administrativos” (REPÚBLICA DE CUBA, *ibid.*), “Fronteira de terras submersas”, “Fronteiras *offshore*”, “*Tidelands*”, “Plataforma Continental exterior”, “Zona Econômica Exclusiva” (Graber, 2005), “Mar Territorial” (UNITED NATIONS, 1958), “Zona Contígua” (Souza, 1999; BRASIL, 1990), “*Shore*” (Oertel, 2005), “Linhas costeiras” ou “*Shorelines*” (Oertel, *ibid.*; Castro e Alvarado, 2009), “Litoral”, “Nível do mar” ou “*Sea level*” (Oertel, *ibid.*), “*Neap Tides*” (Teschmacher v Thompson, *op. cit.*), entre outros.

2.2. ABORDAGEM ECOLÓGICA

Sistema ecológico ou ecossistema pode ser definido como:

(...) qualquer unidade (biossistema) que abranja todos os organismos que funcionam em conjunto (a comunidade biótica) numa dada área, interagindo com o ambiente físico de tal forma que um fluxo de energia produza estruturas bióticas e uma ciclagem de material entre as partes vivas e não vivas.” (Odum, 1985, p. 9)

O ecossistema inclui, portanto, os organismos vivos e o ambiente abiótico que interagem entre si e contribuem para a manutenção da vida. Dessa forma, a delimitação da zona costeira sob a visão ecossistêmica prescinde da compreensão não apenas dos processos do meio abiótico abordados no item anterior, mas também das propriedades, dinâmica e estrutura dos organismos. Interessa agora compreender a distribuição e a concentração de nutrientes, a disponibilidade de luz solar (energia e fotossíntese), os limites de tolerância ou fatores limitantes e a interação dos fatores do meio biótico e abiótico. Afinal, a presença e o sucesso de um organismo ou de uma comunidade dependem dessas condições. Em escala global, temos como exemplo que os padrões de concentração dos principais nutrientes nos oceanos (silicatos, fosfatos, nitratos, dentre outros) estão relacionados aos padrões de circulação oceânica e atmosférica, que permitem a mistura das águas profundas (ricas em nutrientes) com as águas superficiais. Sabe-se com isso, que nas áreas dos oceanos que margeiam os continentes, ocorre maior atividade biológica, em função do aporte de nutrientes pelos rios e da ressurgência, a qual suspende os nutrientes do fundo marinho. Já nas praias arenosas, a ação de ondas e marés é responsável tanto pela troca de nutrientes (uma vantagem para os organismos), quanto pela intrusão salina (que afeta a maioria

4 Jonhson (1919) propõe o uso da palavra *shore* como sendo uma faixa que abrange uma parte terrestre e outra marinha, enquanto a palavra *coast* seria apenas referida à parte terrestre. Ele faz uma discussão sobre esses e outros termos, citando outros autores.

dos organismos intolerantes ao sal) e pela constatação da perda de *habitats*, pela erosão e deposição por transporte de sedimentos. Diante disso, do ponto de vista da ecologia, as zonas costeiras podem ser entendidas como um sistema que exerce importante papel na reciclagem de nutrientes, de minerais e na troca de energia.

A visão da gestão costeira com base em uma abordagem ecossistêmica já vem sendo discutida há várias décadas. Clark (1977), em seu livro intitulado *Coastal Ecosystem Management*, descreve que as qualidades essenciais para o ecossistema costeiro são: feições (objetos físicos fixos); processos relacionados aos fluxos de energia; moduladores ou fatores limitantes da capacidade de suporte (como temperatura, disponibilidade de nutrientes e outros); e características ou qualidades que configuram cada sistema costeiro (como o número ou variedade de espécies e a condição geral da água). A partir dessa abordagem, é comum subdividir as zonas costeiras e seus ecossistemas, de acordo com a incidência solar ou em função do alcance da água do mar e da intrusão marinha⁵.

O ambiente marinho é dividido especificamente tanto em função da incidência da luz solar, relacionada com a profundidade, como em função da proximidade com a linha de costa. Existem ainda dois domínios, relacionados à forma de mobilidade da biota: o domínio bentônico (onde vivem seres que dependem do fundo marinho) e o domínio pelágico (onde vivem seres que não dependem do fundo marinho e vivem na coluna d'água). Assim, divide-se a coluna d'água em: a) zona afótica (sem luz), subdividida em zona abissopelágica e batipelágica; b) zona distrófica e mesopelágica (com luz difusa, de aprox. 80m até cerca de 200m de profundidade); e c) zona fótica e epipelágica (com alta luminosidade, até cerca de 80m).

Em relação à distância da linha de costa, são classificadas três zonas: a) zona nerítica (“próxima ao litoral”), correspondendo à zona de águas rasas sobre a Plataforma Continental; b) região oceânica, correspondendo a região de oceano aberto; e c) a zona intertidal ou entremarés, também chamada de zona litoral, que corresponde à área da praia entre as linhas de maré alta e maré baixa. Essas classificações não definem claramente a delimitação de zona costeira. No entanto, fazem referência a três zonas: uma zona no contato terra-mar – submetida ao regime de marés e que poderia ser entendida como litorânea; uma zona marinha – sempre abaixo do nível do mar e até no máximo o limite da Plataforma Continental; e uma zona oceânica – localizada após a Plataforma Continental. Assim, o critério para delimitação da zona costeira ou do litoral estaria diretamente relacionado aos fatores limitantes dos organismos, ou seja, a incidência solar, a disponibilidade de nutrientes (dada pela proximidade da linha de costa) e a influência salina da água do mar (dada pela variação de maré).

Quando tais critérios são aplicados para determinados ecossistemas, nota-se que os limites podem ser muito variados e de difícil delimitação, como ocorre na abordagem geomorfológica. O Quadro 3 apresenta a descrição dos limites e classificações frequentemente adotados para os ecossistemas costeiros estuarinos e as praias arenosas. No caso dos estuários, duas definições clássicas amplamente divulgadas tem como principal diferença justamente a definição do limite terrestre. Enquanto que para Pritchard (1967 *apud* Elliott e McLusky, 2002), o limite é definido pela salinidade, para Fairbridge (1980 *apud* Elliott e McLusky, *ibid.*) o limite está associado à penetração da maré. No entanto, a classificação dos estuários por zonas é definida principalmente de acordo com a penetração ou mistura do sal, que está diretamente ligada à relação entre as energias de maré, de ondas e fluvial. Assim, os estuários são comumente divididos em três zonas: a) Zona estuarina fluvial: região mais interna do estuário, fortemente relacionada com o aporte fluvial e com salinidades menores que 1ppt; b) Zona estuarina média, que apresenta salinidades variando de 1 a 35 ppt e onde ocorre a intensa mistura entre as águas salgadas e doces; e c) Zona estuarina costeira ou desembocadura, onde predomina a ação marinha (marés, ondas e correntes).

As praias arenosas são classificadas a partir dessa abordagem biológica, geralmente em três principais zonas, conforme proposta pioneira de Dahl (1952, *apud* Raffaelli *et al.*, 1991), cujos limites também estão diretamente relacionados à influência salina da água do mar: a) Supralitoral, localizada na parte superior da praia, acima do alcance máximo da maré, sendo caracterizada por forte insolação, re-

5 Para mais detalhes, consultar dois capítulos da Encyclopedia of Coastal Science, recentemente publicados (Batista, 2018a, 2018b; 2018c). Conteúdos de Biologia e de Ecologia Marinha são encontrados também em livros-texto e manuais, tais como: Marine Biology: an ecological approach (Nybakken e Bertness, 2004) e o Manual de ecossistemas marinhos e costeiros para educadores (Rede Biomar, 2016).

cebendo apenas salpicos da água do mar; b) Mesolitoral ou zona entremarés, localizada na faixa delimitada pelo alcance e recuo máximos da maré, sendo marcada por ciclos alternados de inundação e dissecação; e c) Infralitoral, localizada na parte submersa do mar, ou seja, abaixo do recuo máximo da maré de baixa-mar.

Um esquema alternativo, proposto por Salvat (1964; 1967) apud Raffaelli (1991), reconhece uma quarta zona nas praias, com base no movimento e na retenção da água do mar. A diferença em relação à proposta anterior é a inclusão da chamada zona de retenção da água, localizada na parte superior da zona mesolitoral. A zona de retenção seria aquela que é atingida apenas durante a maré alta, mas durante a baixa-mar permanece ainda com umidade. A zona mesolitoral seria uma pequena faixa localizada na rampa de espraiamento das ondas. Importante notar que essas zonas apresentam delimitações muito próximas àsquelas definidas pela classificação das feições praiais, sob a perspectiva geomorfológica – a qual denomina as zonas de pós-praia, a área emersa da praia, que pode corresponder ao supralitoral ou à zona de retenção; por face de praia, a área marcada pela rampa de espraiamento das ondas, no local aproximado da zona mesolitoral; e, ainda, uma área denominada de ante-praia, na parte submersa, correspondendo aproximadamente à zona infralitoral.

Quadro 3. Limites e classificação por zonas, frequentemente adotados para estuários e praias arenosas

Ecosistema	Tipo de limite	Característica
Estuários	Limite terrestre	<ul style="list-style-type: none"> • Ponto máximo provável de intrusão salina considerando um valor medido (em geral abaixo de 0.5ppt ou 0.1ppt) durante um período de tempo. • Local de alcance máximo da maré. • Local onde, devido a queda na salinidade, ocorre nítida mudança na biota revelando transição para o ambiente de água doce.
	Limite marinho	<ul style="list-style-type: none"> • Local onde a salinidade alcança valores acima de 35ppt.
	Classificação por zonas	<ul style="list-style-type: none"> • Zona estuarina fluvial • Zona estuarina média • Zona estuarina costeira ou desembocadura
Praias arenosas	Limite terrestre	<ul style="list-style-type: none"> • Local onde ocorre a transição do material desagregado (geralmente areia quartzosa) para área vegetada ou outra feição, como falésia, dunas, etc. • Linha de alcance máximo da elevação do nível do mar por ação de ondas e marés.
	Limite marinho	<ul style="list-style-type: none"> • Local de fechamento do perfil onde não ocorre movimentação significativa de sedimentos do fundo marinho pela ação das ondas. • Linha do nível de redução do mar definido pela média das marés mais baixas.
	Classificação por zonas (abordagem biológica)	<ul style="list-style-type: none"> • Supra litoral • Zona de retenção • Meso litoral ou entremarés • Infra litoral

Elaboração própria.

Uma discussão interessante é a inclusão ou não das dunas frontais dentro do limite de praia. Embora tais dunas exerçam papel fundamental para o balanço sedimentar do sistema praial, assim como para barrar naturalmente a ação de tempestades, nas classificações acima mencionadas, as dunas frontais são consideradas um ecossistema à parte. A sua vegetação, quando existente, é, inclusive, muitas vezes usada como marcador do limite entre dunas e praias. Portanto, essas divisões e seus limites podem ainda motivar debates e redefinições.

2.3 ABORDAGEM SOCIODEMOGRÁFICA

Na literatura sobre zonas costeiras, costuma-se ressaltar a elevada densidade demográfica e a concentração da produção econômica como importantes características desse ambiente. Afirma-se que aproximadamente 50% da população mundial vive na zona costeira, que as principais cidades se encontram no litoral ou ainda, que a zona costeira concentra o maior PIB de determinado país ou região. No entanto, é preciso saber do que tais estudos estão tratando: referem-se aos municípios que se encontram em contato com o oceano ou de uma faixa delimitada por critérios geomorfológicos ou ecossistêmicos, ou ainda por outro critério arbitrário? Moraes (1999) adotou o recorte dos municípios à beira-mar e calculou, a partir dos dados censitários, que no ano de 1991, 22% da população brasileira vivia nos municípios litorâneos. Cohen e Small (1998 *apud* Small *et al.*, 2000) afirmaram que 11 das 15 maiores cidades do mundo estão localizadas em áreas costeiras ou estuarinas.

Enquanto isso, Goldberg (1994 *apud* French, 1997) utilizou o critério de distância e afirmou que 50% da população mundial vive em áreas até 1 km da linha de costa. Também preocupados com essa questão, Small e Nicholls (2003) comentaram que a afirmação de que 50% da população mundial vive em áreas até 60 km da linha de costa é amplamente divulgada sem citação de fontes originais e propõe uma metodologia para uma detalhada e eficiente análise da população costeira. Com o avanço de tecnologias digitais na década de 1990, começa a ser utilizada a metodologia de vetorização digital da linha de costa e as estimativas começaram a ficar mais precisas.

Em 1994, estimava-se que 37% da população mundial (aprox. 2 bilhões de pessoas) vivia até 100 km da linha de costa ou 44%, se fosse considerada a faixa até 150 km (Cohen *et al.*, 1997). Enquanto isso, Creel (2003) citou o valor de 3 bilhões de pessoas, aproximadamente 50% da população mundial, vivendo até 200 km da linha de costa e comentou que geralmente, o critério de distância para contagem da população costeira varia de 60 a 200 km da linha de costa. Martínez e outros (2007) afirmaram ainda que a grande maioria dos países do mundo apresenta entre 80 e 100% da população vivendo na faixa costeira de até 100 km da linha de costa. Em análise da população costeira na América Latina e Caribe, Barragán e Andrés (2016) consideraram cidades litorâneas como aquelas que se encontram até 100 km da linha de costa, mas também apontaram a importância de se considerar em análises mais locais, apenas as cidades em contato direto com o oceano.

Além dos critérios de distância da linha de costa e da cidade em contato direto com o oceano, alguns trabalhos propõem utilizar a altitude como critério para contagem da população na zona costeira. Este é o caso da análise realizada por Small e Nicholls (2003), que utilizaram tanto a distância como a altitude (Quadro 4). Tal critério é motivado pelas preocupações relacionadas à subida do nível do mar, às tempestades costeiras, às inundações litorâneas e à erosão costeira, que colocam em risco as populações que habitam as zonas costeiras de baixa altitude (*Low Elevation Coastal Zone*, LECZ) (McGranahan *et al.*, 2007). Para tanto, os autores consideraram zonas costeiras de baixa altitude como sendo a área contígua à zona costeira de até 10 metros de altitude. Em alguns lugares, como na planície amazônica, no Brasil, e no rio Yenisey, na Rússia, a LECZ se estendeu por mais de 100 km, mas na maioria dos casos não chegou a 100 km.

O quadro 4 apresenta a comparação de alguns critérios diferentes para estimativa da população costeira. No caso brasileiro utiliza-se como critério a população dos municípios considerados costeiros e sua abrangência, portanto, pode variar de acordo com a legislação nacional que determina quais são estes municípios. Para o caso de Cuba se observa uma flutuação no número de população costeira total estimada em diferentes períodos. O primeiro dado considera os assentamentos costeiros e a população mais vulnerável do país à mudanças climáticas (REPÚBLICA DE CUBA, 2000). O segundo dado inclui toda a população dos municípios do país segundo dados obtidos pelo censo da população e domicílios (AEC, 2018). Está incluída nesse caso a totalidade da população cubana, já que o método desenvolvido por Milanés-Batista *et al.* (2017) considera como limites territoriais costeiros, desde as águas da bacia hidrográfica, até a zona marítima correspondente. Valores do terceiro dado são válidos somente para a zona sul oriental do país, a qual tem disso uma das regiões costeiras mais detalhadamente analisada em Cuba (Milanés-Batista, 2014). O quarto e último valor considera a população costeira do país assentada até o ano 2100. Este dato foi estimado considerando a rigorosa aplicação do marco legal vigente e, dos instrumentos de planejamento territorial costeira segundo cenários de ameaças combinadas, (Milanés-Batista *et al.*, 2019).

Quadro 4. Critérios de delimitação da zona costeira para estimativa da população costeira

Escala de análise	População costeira estimada	Critério adotado para estimativa da população costeira	Fonte
Global	Ano - 1990 23% da população mundial	Altitude de até 10m acima do nível do mar e distância de até 100 km da linha de costa.	Small e Nicholls (2003)
	Ano - 1994 50% da população mundial	Distância da linha de costa - 1 km.	Goldberg (1994) <i>apud</i> French (1997)
	Ano - 1994 37% / aprox. 2 bilhões de habitantes	Distância da linha de costa - 100 km.	Cohen <i>et al.</i> (1997)
	Ano - 1994 44% / aprox. 2,45 bilhões de habitantes	Distância da linha de costa - 150km.	Cohen <i>et al.</i> (1997)
	Ano - 2003 50% da população mundial / 3 bilhões de habitantes	Distância da linha de costa - 200 km.	Creel (2003)
	Ano - 2000 400 milhões de pessoas	Altitude - até 20m acima do nível do mar e até 20 km da linha de costa.	Small <i>et al.</i> (2000)
	Ano - 2003 634 milhões de pessoas ou 10% da população mundial	Altitude - 10m acima do nível do mar.	McGranahan <i>et al.</i> (2007)
América Latina e Caribe	Ano 2014 - 180 milhões ou 56% da população total da América Latina e Caribe	Distância da linha de costa - 100km.	Barragán e Andrés (2016)
	Ano - 2014 - 80 milhões de pessoas	Cidades litorâneas defrontantes com o mar.	
Brasil	Ano - 2004 32 milhões de pessoas	Municípios litorâneos (300 municípios).	Projeto Orla/ MMA Muehe (2004)
	Ano - 2010 26,54% da população nacional	Municípios litorâneos (395 municípios).	IBGE (2010)
Cuba	Ano 2000 até 2020 aprox. 18 milhões de habitantes	Mais de 263 assentamentos costeiros classificados como vulneráveis (de muito alto a baixo)	REPÚBLICA DE CUBA (2000)
	Ano 2017 até 2025 11.239.043 habitantes	Municípios de Cuba (168 municípios)	Milanés-Batista <i>et al.</i> (2017)
	Ano 2017 até 2025 menos de 1 milhão de habitantes	Cidades litorâneas do sudeste de Cuba defrontantes com o mar	
	Ano 2019 até 2100 aprox. menos de 1,5 milhões de habitantes	Assentamentos urbanos ou rurais, concentrados ou dispersos, defrontantes com o mar	Milanés-Batista <i>et al.</i> (2019)

Elaboração própria.

A questão da delimitação da zona costeira a partir da abordagem sociodemográfica também se apresenta importante para estudos de risco de erosão e inundação costeira e para a determinação de faixas de proteção ou zonas restritas. Sorensen *et al.* (1992) discutiu essa temática e descreveu as propostas adotadas em diferentes países. Muehe (2004) sintetizou esses dados, demonstrando que a faixa de proteção ou zona restrita pode variar de aproximadamente 50 m, como por exemplo, na Venezuela e Colômbia; entre 100 e 200 m na Espanha; e até mais de 500 m, como no caso da Grécia. Para contagem da população costeira em risco ou vulnerável a eventos de erosão ou inundação litorânea, tem sido muitas vezes adotadas faixas com essa mesma ordem de grandeza, ou seja, entre 50 e 500 m. A adoção da altitude também como critério, ressalta-se mais uma vez, é uma alternativa. Esse foi o caso do estudo realizado por Mendonça e Silva (2008) e organizado pelo Instituto Pereira Passos para a cidade do Rio de Janeiro, que estimou a população em risco em caso de subida do nível do mar, tendo como referência o número de habitantes vivendo em áreas com até 0,8 m ou até 1,5 m de altitude.

3. DELIMITAÇÃO DA ZONA COSTEIRA PARA FINS DE PLANEJAMENTO E GESTÃO EM ESCALA NACIONAL

Conforme já ressaltado na introdução, a delimitação da zona costeira para fins de gestão deve ser pensada de forma que englobe as principais questões que pretendem ser solucionadas ou geridas. Por esse motivo, dependendo do objetivo do programa de gestão, diferentes limites poderão ser propostos. Além disso, as abordagens expostas nos itens anteriores influenciam nos limites para gestão costeira, uma vez que estes devem se ajustar às funções naturais, tanto das forças físicas como dos ecossistemas, assim como também deve considerar as fronteiras administrativas (Clark, 1995). A definição de limites mais estreitos costuma ser usada para resolução de conflitos que ocorrem imediatamente na orla costeira, enquanto que, por outro lado, onde existam impactos potenciais gerados por atividades localizadas em terra, é possível que haja a necessidade de se estender a área de gestão até o limite de uma bacia hidrográfica, por exemplo (Clark, *ibid.*).

Para o autor, pode ser conveniente subdividir da zona costeira em diferentes faixas, de acordo com a variedade de tipos de gestão: a) faixa das águas costeiras e marinhas (*marine and coastal water tier*), ajustada para refletir os setores pesqueiros e portuários, os habitats importantes de reprodução e abrigo, e as questões regionais e internacionais; b) a área de transição ou zona limítrofe (*transicional area* ou *edge zone*), que deve englobar as águas rasas e a zona intermaré; c) orla costeira (*shoreland tier*), onde se destacam questões concernentes à ocupação da costa e às áreas sujeitas a inundações; d) faixa terrestre (*upland tier*), que deve envolver os problemas relacionados às bacias hidrográficas.

De maneira similar, Barragán e Andrés (2016) propuseram uma subdivisão das áreas litorâneas⁶ em 7 diferentes faixas: a) orla costeira (*shoreland*), que seria a parte de terra mais próxima ao mar com pequenas extensões; b) áreas inter-marés (*intertidal areas*), que concerne aos espaços inundáveis por efeito das marés ou onde encontram-se formas escarpadas sujeitas à ação de ondas, além dos ecossistemas de influência marinha, tais como as praias, marismas etc; c) águas costeiras (*coastal water*), que são identificadas como aquelas onde aparecem praias submergidas, corpos d'água semi-confinados, lagoas costeiras, estuários etc; d) terras litorâneas ou faixa terrestre (*coastal upland*), que constituem a parte terrestre litorânea podendo coincidir com a planície costeira; e) águas litorâneas (*coastal zone waters*), que correspondem à zona onde encontram-se os acidentes geográficos, tais como baías e golfos, como também os ecossistemas que podem estar mais afastados da costa, até a profundidade de 50 m, em função da penetração da luz; f) terras de influência litoral ou costeira (*inland*), que correspondem ao território onde ocorrem atividades que incidem no litoral e na costa, podendo ter uma amplitude superficial de centenas de quilômetros; g) águas marinhas de influência litorânea e costeira (*ocean waters*), que correspondem à parte marinha mais ampla e afastada do continente e podem estar relacionadas com as 12 milhas do mar territorial; ou, em alguns casos, às 24 milhas da zona contígua. Nota-se que nessa proposta, as duas últimas faixas são consideradas como áreas de influência do litoral e não parte do litoral propriamente dito.

6 Os autores defendem que, na língua espanhola, o termo mais adequado é área litorânea e não zona costeira.

As duas propostas de subdivisão da zona costeira em faixas ou zonas revelam uma tentativa de setorizar os ambientes costeiros, de acordo com o grau de mútua influência dos processos terrestres e marinhos, assim como em função dos usos, ecossistemas e feições existentes. No entanto, nenhum dos dois modelos apresentados tem a pretensão de estabelecer uma delimitação rígida e universal.

Uma contribuição nesse sentido é a metodologia proposta por Milanés-Batista e outros (2017), para demarcação e delimitação das fronteiras da zona costeira, com fins à gestão e planejamento de uso. Essa proposta considera a natureza multifacetada das costas e inclui os agentes e processos exógenos que influenciam a precisão e o estabelecimento de limites. O método mencionado subdivide-se em duas fases: a primeira, onde são definidas as Unidades Costeiras Ambientais Primárias para Gerenciamento Integrado (UCAPMI) e as chamadas Unidades Costeiras Ambientais Básicas para Gerenciamento e Planejamento Territorial (UCAM). Na segunda fase, as UCAMs são delimitadas nos ambientes marinho e terrestre, com o objetivo de ordenar e planejar o território marinho costeiro. Os critérios integrados usados para a demarcação das UCAPMIs e UCAMs são baseados nas abordagens geossistêmica e holística. Como resultado, são obtidas zonas homogêneas naturais e funcionais, compatíveis com o planejamento em menores escalas de mapeamento, como no caso das escalas nacionais.

A noção de que a delimitação da zona costeira para fins de gestão pode variar bastante em função das diferenças ecossistêmicas, naturais, ambientais, sociais e políticas, e ainda, de acordo com os objetivos dos programas de gestão, é, como vimos, uma noção compartilhada por diversos autores e está presente nas delimitações adotadas legalmente em planos e programas de gestão em diversos países. Mais recentemente, Barragán e Andrés (2016) reconheceram ainda que o modelo de gestão também influencia o estabelecimento dos limites.

Para os autores, enquanto o modelo de Gestão Costeira Integrada costuma delimitar a partir de demarcações político-administrativas, a Gestão Costeira com base Ecossistêmica enfatiza a distribuição dos ecossistemas e seus serviços. Sorensen *et al.* (1992) apresentam uma tabela com diferentes delimitações adotadas por programas de gerenciamento costeiro em 11 países diferentes. Nessa comparação, o limite terrestre adotado variava, na época dessa análise, desde 300 m (no Sri Lanka) até 10 km (na China); ou de acordo com critérios mais abstratos, tais como a máxima elevação do cordão montanhoso mais próximo à linha de costa (Califórnia, no programa planejado entre 1972 e 1976); ou ainda, de acordo com divisões político-administrativas. Para o limite marinho, por sua vez, temos como exemplo a adoção de 3 milhas náuticas desde a linha de maré alta (Califórnia e Austrália), 12 milhas náuticas desde da linha de base (Brasil e Espanha), 500 m desde a linha de maré alta (Israel) ou ainda, 2 km desde a linha de maré baixa. Esses limites podem ter sido alterados por novos programas de gestão costeira nesses últimos 20 anos.

Internacionalmente, deve-se lembrar da Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, da qual mais de 80 países são signatários, incluindo o Brasil (BRASIL, 1990), e que define os limites marinhos para fins de gestão e controle dos recursos naturais, incluindo a delimitação do Mar Territorial (12 milhas náuticas, a partir da linha de base), da Zona Contígua (mais 12 milhas náuticas, a partir do Mar Territorial) e da Zona Econômica Exclusiva (200 milhas náuticas ou mais, dependendo de uma série de critérios). Essa ideia de adoção de uma distância contada linearmente a partir de um marco espacial não é facilmente aplicada no domínio terrestre, sendo tal critério adotado geralmente apenas para fins de contagem da população, como visto no item anterior desse capítulo.

3.1 ZONA COSTEIRA BRASILEIRA

A costa brasileira atinge aproximadamente 9.000 km de extensão, incluindo as baías e golfos (Short e Klein, 2016), estando compreendida entre as latitudes 4° N e 34° S. Isso faz com que a extensão da fronteira marítima brasileira, localizada no Atlântico Sul, represente 32% das fronteiras nacionais. Grande variedade de feições geomorfológicas, climas e ecossistemas são identificados nas diferentes regiões costeiras do Brasil, incluindo: planícies fluviais e planícies lamosas de maré (com extensos manguezais); falésias arenosas; campos de dunas; estuários e deltas fluvio-marinho; cordões ou barreiras arenosas (com lagunas associadas); enseadas com presença de costões rochosos; ilhas, atóis e baías (Muehe, 2006; Dominguez, 2006).

7 A PNRM brasileira somente foi aprovada pelo Decreto N° 5.377/2005 (BRASIL, 2005).

Essa diversidade de paisagens costeiras e marinhas resulta em grande riqueza de recursos e enorme importância ecológica e social. Seguindo tendência global, a zona costeira brasileira é também local de atração de população e de diversas atividades econômicas, desde a pesca artesanal e industrial, o lazer e o turismo, até as indústrias de óleo e gás, dentre outras.

A preocupação do governo brasileiro com a gestão costeira no Brasil remonta à década de 1970, quando foi criada, em 1974, a Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM). Alguns anos depois, a Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM), é instituída pelo Decreto Presidencial de 12 de maio de 1980 (BRASIL, 1980)⁷. Em 1982, a CIRM designa uma Subcomissão de Gerenciamento Costeiro, que organiza no ano seguinte, o Seminário Internacional sobre Gerenciamento Costeiro; e em 1984, o II Seminário Internacional sobre Gerenciamento Costeiro, ambos realizados na cidade do Rio de Janeiro. Judith Cortezão, na ocasião, assessora da Secretaria Especial de Meio Ambiente, em sua palestra transcrita nos anais do I Seminário, já apontava para a necessidade de delimitar a faixa costeira para fins de gestão, não apenas usando a ação do mar como critério, mas também avaliando a influência do conjunto de atividades que incidem, mesmo que em larga distância, sobre a costa (Cortezão, 1984, p. 125). As primeiras ideias para confecção de um programa nacional de gerenciamento costeiro são frutos desses dois encontros (Moraes, 1999). Em 1987, a CIRM publicou o “Programa de Gerenciamento Costeiro”, especificando a metodologia de zoneamento da zona costeira brasileira e o modelo institucional para sua aplicação (Moraes, *ibid.*). A Lei Nº 7.661/1988 instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC (BRASIL, 1988). Surge, nesse momento, a primeira proposta para o zoneamento da zona costeira brasileira, elaborada por pesquisadores da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), em parceria com a Universidade Federal do Espírito Santo (UFES); e pela CIRM, que definiram a zona costeira como uma faixa de 20 km em terra, a partir da linha de preamar, e 12 milhas náuticas em mar (mais tarde, foi adotado o limite de 6 mn). No entanto, quatro anos depois, por ocasião da transferência do PNGC do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para o Ministério do Meio Ambiente (MMA), foi realizada uma revisão do PNGC. Como resultado dessa revisão, o PNGC II é aprovado pela Resolução CIRM Nº 005/1997 (CIRM, 1997), quase 10 anos após a publicação do primeiro plano. Sua regulamentação vai ocorrer apenas por meio do Decreto Nº 5.300/2004 (BRASIL, 2004). A metodologia de zoneamento, a delimitação e a definição da zona costeira foram pontos que sofreram grandes alterações na reformulação do PNGC. As definições e delimitações legais da zona costeira brasileira no PNGC e em sua revisão (PNGC II) estão resumidas no Quadro 5.

Quadro 5. Definições e delimitações legais da zona costeira no PNGC e PNGC II

Períodos de tempo	
1988 - 1990	1997 - 2004
PNGC - instituído pela Lei Nº 7.661/1988 e aprovado pela Resolução CIRM Nº 01/1990.	PNGC II aprovado pela Resolução CIRM Nº 05/1997 e regulamentado pelo Decreto Nº 5.300/04.
Zona costeira: "A área de abrangência dos efeitos naturais resultantes das interações terra-mar-ar, leva em conta a paisagem físico-ambiental, em função dos acidentes topográficos situados ao longo do litoral, com ilhas, estuários e baías, comporta em sua integridade os processos e interações características das unidades ecossistêmicas." (Resolução CIRM Nº 01/1990).	Zona costeira: "A zona costeira brasileira, considerada patrimônio nacional pela Constituição de 1988, corresponde ao espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos renováveis ou não, abrangendo uma faixa marítima e uma faixa terrestre" (Decreto Nº 5.300/2004).
Limite terrestre: 20 km sobre uma perpendicular, contados a partir de Linha de Costa, representada nas cartas de maior escala de Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), do Ministério da Marinha.	Limite terrestre: baseado na divisão político administrativa municipal seguindo determinados critérios (367 municípios).
Limite marinho: 6 milhas náuticas (11.1 km) sobre uma perpendicular, contadas a partir de Linha de Costa, representada nas costas de maior escala de Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), do Ministério da Marinha. As baías, estuários e ilhas costeiras deverão ser incluídas no espaço de faixa marítima da zona costeira.	Limite marinho: 12 milhas náuticas contados a partir da linha de base - Mar Territorial.

É interessante notar que na definição de zona costeira que aparece na Resolução CIRM Nº 01/1990 (CIRM, 1990), existe uma preocupação com os aspectos físico-ambientais e ecossistêmicos da paisagem. Essa mesma ênfase vai aparecer no texto dessa resolução, quando define que cada estado deverá delimitar a zona costeira respeitando a não fragmentação da unidade natural dos ecossistemas costeiros. Define ainda que o limite terrestre deverá contemplar o ponto até onde se faz sentir a influência do mar e as áreas marcadas por intensa atividade socioeconômica e sua área de influência imediata. Já o limite marinho será o espaço submerso até onde ocorram movimentos (ondas, correntes e marés), que possam ocasionar processos naturais capazes de afetar a natureza constitutiva da costa (sedimentação, erosão). Apesar disso, para a escala nacional, o limite terrestre de zona costeira é definido nessa primeira versão do PNGC por uma distância fixa de 20 km e o limite marinho de 6 milhas náuticas. Após a revisão do PNGC em 1997, passa-se a adotar o Mar Territorial para o limite marinho (CIRM, 1997) e, para o limite terrestre, a divisão política administrativa municipal se torna unidade fundamental de gestão, devendo seguir os critérios definidos no art. 4º do Decreto Nº 5.300/2004 (BRASIL, 2004), conforme lista a seguir:

- a) os municípios defrontes com o mar (segundo a classe estabelecida pelo IBGE);
- b) os municípios não-defrontes com o mar, que se localizem nas regiões metropolitanas litorâneas;
- c) os municípios contíguos às grandes cidades e às capitais estaduais litorâneas, que apresentem processo de conurbação;
- d) os municípios próximos ao litoral, até 50 km da linha de costa, que aloquem, em seu território, atividades ou infraestruturas de grande impacto ambiental sobre a zona costeira ou ecossistemas costeiros;
- e) os municípios estuarino-lagunares, mesmo que não diretamente defrontes com o mar, dada a relevância desses ambientes para a dinâmica marítimo-litorânea;
- f) os municípios que, mesmo não defrontes com o mar, tenham todos os limites estabelecidos com os municípios referidos nas alíneas anteriores.

Estão contemplados nesses critérios, aspectos relacionados à ocupação urbana, ao potencial de impacto ambiental relacionado às atividades ou infraestruturas, ou à relevância ambiental dos ecossistemas estuarino-lagunares. Porém, os limites de zona costeira oficialmente adotados para cada estado não seguem todos estes critérios definidos pelo Decreto Nº 5.300/2004 (BRASIL, 2004), uma vez que são extremamente abrangentes e alguns, difíceis de se definir. Uma síntese das principais leis e delimitações para gestão costeira no Brasil mencionadas acima está representada na Figura 1.

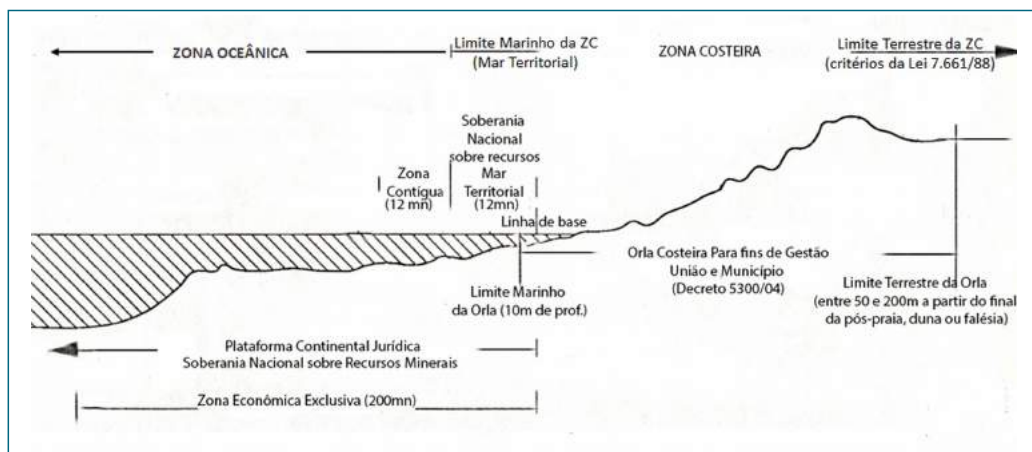


Figura 1. Principais limites atualmente vigentes para gestão costeira no Brasil. Elaborado pelo Laboratório de Geografia Marinha da UFRJ.

No ano de 2001, visando descentralizar as ações de gestão costeira no Brasil e articular as práticas patrimoniais e ambientais com o planejamento de uso e ocupação em escala municipal, foi criado o Projeto Orla pelo MMA, também regulamentado pelo Decreto Nº 5.300/04 (BRASIL, 2004). Além da zona costeira, aparece agora o conceito de orla marítima, com suas próprias delimitações espaciais. Esse espaço é gerido por diferentes esferas de competência e apresenta algumas normas específicas (Figura 2). Os critérios para a delimitação de orla foram baseados na proposta apresentada por Muehe (2004) numa publicação do próprio Projeto Orla. No entanto, a proposta de Muehe (*ibid.*) visava a definição de limites da orla para criação de uma faixa de proteção com zonas restritas para ocupação e usos, especialmente voltada para erosão costeira e inundação litorânea. Tal proposta foi transformada na própria definição de orla marítima como unidade de gestão, gerando muitas dificuldades para sua delimitação, uma vez que depende da determinação de feições costeiras específicas em escala de detalhe, assim como da delimitação das áreas urbanizadas. Assim, o limite marítimo de orla foi definido como a isóbata de dez metros, profundidade na qual a ação das ondas passa a sofrer influência da variabilidade topográfica do fundo marinho, promovendo o transporte de sedimentos. Ou seja, a sua delimitação é fundamentada no conceito geomorfológico de profundidade de fechamento do perfil praiial. Já o limite terrestre foi definido como sendo de 50 m em áreas urbanizadas ou de 200 m em áreas não urbanizadas, demarcados na direção do continente a partir da linha de preamar ou do limite final de ecossistemas, tais como os caracterizados por feições de praias, dunas, áreas de escarpas, falésias, costões rochosos, restingas, manguezais, marismas, lagunas, estuários, canais ou braços de mar, quando existentes, onde estão situados os terrenos de Marinha e seus acréscidos. Na faixa terrestre, será observada complementarmente a ocorrência de aspectos geomorfológicos, o que implica no detalhamento dos critérios de delimitação, com destaque para as lagunas e lagoas costeiras, as falésias rochosas, os estuários, as desembocaduras fluviais instáveis e os cordões arenosos ou pontais, sujeitos à erosão.

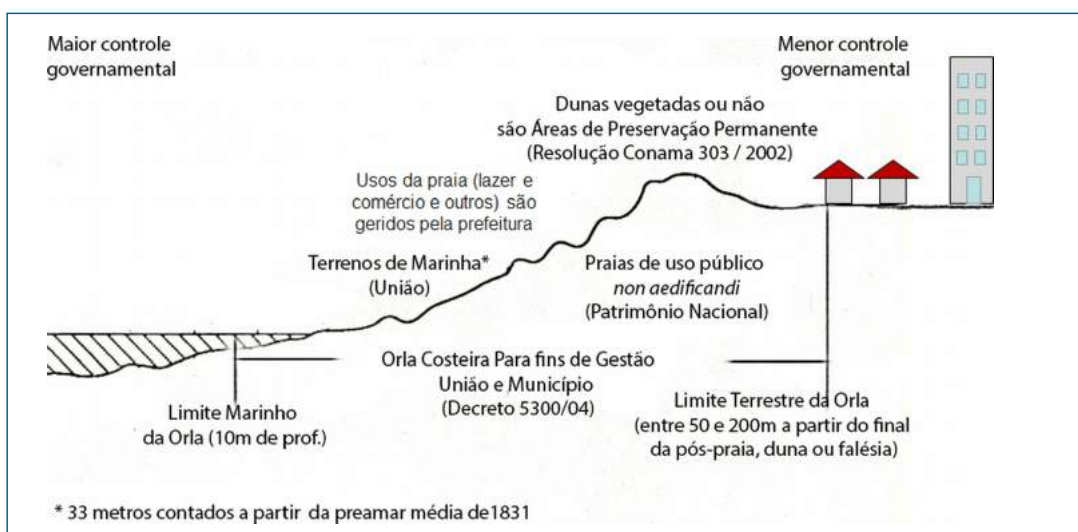


Figura 2. Normas e limites incidentes na Orla Marítima no Brasil.
Elaborado pelo Laboratório de Geografia Marinha da UFRJ.

3.1.1 Municípios costeiros brasileiros

Apesar dos limites de zona costeira e da orla estarem regulamentados em lei, os estados e os municípios acabam adotando apenas alguns dos critérios regulamentados para definição de sua unidade de gestão. No ano de 1997, com a revisão do PNGC, apesar de terem sido mantidos os mesmos critérios da Resolução CIRM Nº 05/1997 (CIRM, 1997), esses não foram totalmente contemplados. No anexo ao PNGC de 1997, a zona costeira incluía 367 municípios, sendo 269 defrontantes com o mar (Figura 3).

Em 2018, o MMA atualizou a lista de municípios abrangidos pela faixa terrestre da zona costeira brasileira. A relação publicada na Portaria MMA N° 461/2018 (MMA, 2018b) contempla 274 municípios, em 17 estados, sendo a maioria de frente para o mar; e é fruto do diálogo entre o MMA e o IBGE. Essa é uma lista preliminar que poderá ser ajustada de acordo com o interesse de cada estado ou município.

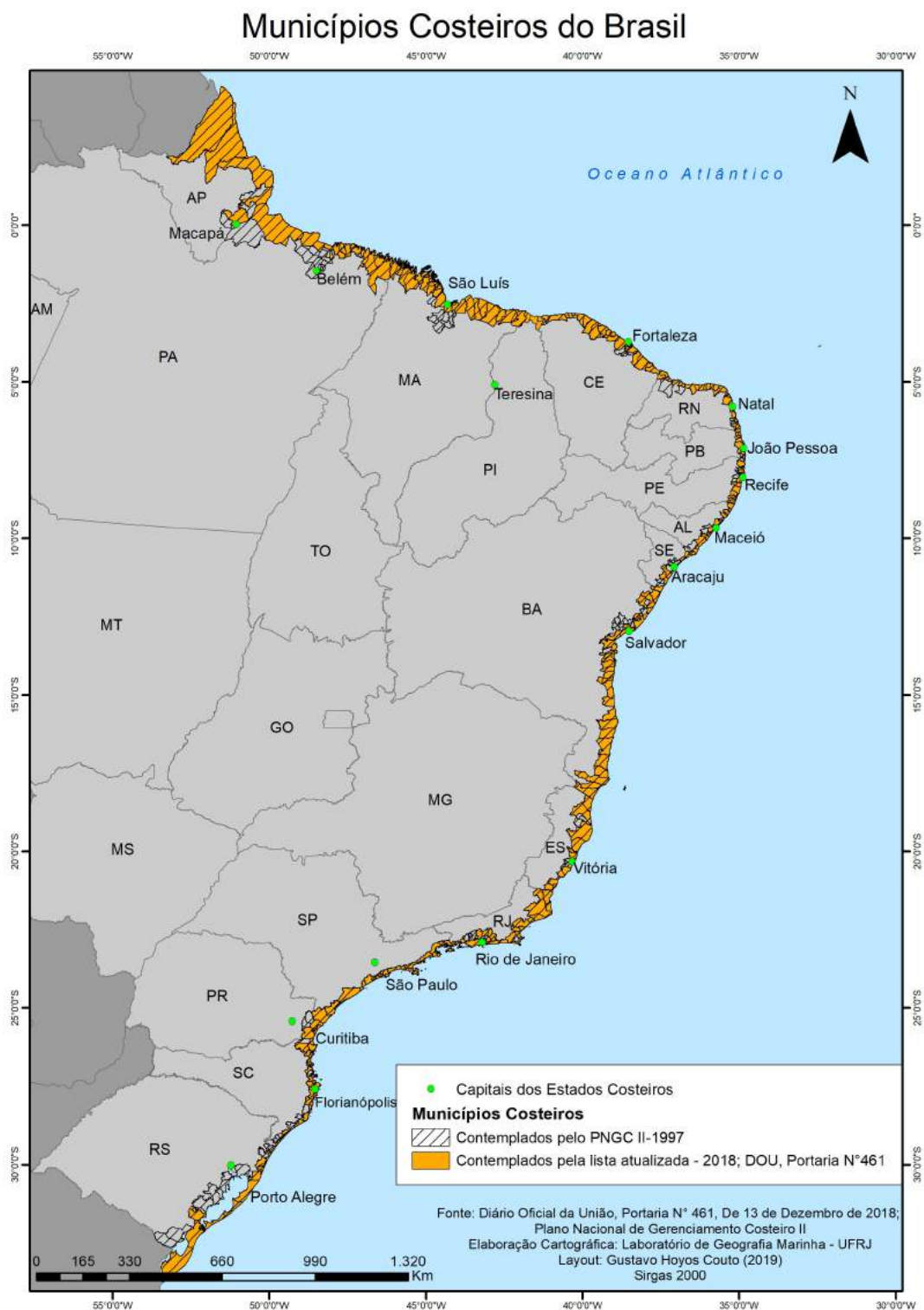


Figura 3. Mapa dos municípios brasileiros considerados como costeiros em 1997 e em 2018. Nota-se que alguns municípios deixaram de fazer parte da lista, pois em 2018, apenas os municípios defrontantes com o mar passaram a ser considerados costeiros. Tal lista deverá ser atualizada anualmente ou sempre que houver interesse por parte dos municípios, que poderão solicitar para serem incluídos ou retirados. Elaborado pelo Laboratório de Geografia Marinha da UFRJ.

A lista de municípios, contemplados oficialmente pelo PNGC e MMA desde 1997 até essa nova publicação em 2018, parece incluir apenas os municípios defrontantes com o mar ou que se localizam nas regiões metropolitanas litorâneas. Ou seja, seguem apenas os dois primeiros critérios estabelecidos pelo Decreto Nº 5.300/2004. A delimitação definida na Portaria MMA Nº 461/2018 (MMA, 2018b) ficou ainda mais restrita, contemplando apenas os municípios defrontantes com o mar. O problema está, como mencionado acima, na abrangência dos critérios que poderiam levar a delimitar como integrantes da zona costeira, municípios muito distantes da linha de costa. A redefinição dessa lista revela mais uma vez a importância desse tema para a gestão costeira. Em notícia publicada na página do MMA em 2018, afirmava-se que em 2019, o trabalho conjunto deveria incluir outros municípios com influência marinha e estuarina, de acordo com o então coordenador-geral de Gerenciamento Costeiro do MMA, Régis Pinto de Lima (MMA, 2018a). O atual coordenador-geral, Ricardo Ribeiro Haponiuck⁸, afirma que este ainda é um compromisso do MMA e que está sendo estudada inclusive a possibilidade de mudança dos critérios do Decreto Nº 5300/04, para melhor definir os municípios costeiros. O mapa da Figura 3 representa os municípios costeiros segundo o PNGC II de 1997 e os municípios costeiros contemplados na nova lista publicada na Portaria MMA Nº 461/2018.

3.2 ZONA COSTEIRA CUBANA

Cuba tem mais de 5.746 km de costa e mais de 4.500 ilhas, ilhotas e escolhos. Também possui uma plataforma insular com uma extensão de aproximadamente 67.832 km², de largura variável, fundos rasos e uma grande diversidade de ecossistemas marinhos e costeiros de grande fragilidade (Martínez *et al.*, 2012). Juntamente, a ocupação populacional, a exploração econômica dos recursos da zona costeira e a passagem de vários fenômenos naturais hidrometeorológicos extremos em determinados períodos do ano, exigem que o país aumente sua percepção de risco e incentive ações de planejamento para proteger seus recursos costeiros.

Algumas das capitais mais importantes de Cuba estão localizadas na zona costeira. Os destaques incluem a cidade de Havana, Santiago de Cuba, Cienfuegos e Matanzas; sendo as duas primeiras, as maiores cidades do País. Em Cuba, vários planos de desenvolvimento são elaborados para implementar o uso sustentável da zona costeira. No planejamento desses territórios, atenção especial é dada à definição dos limites costeiros, o que permite realizar ações preventivas nessas cidades, diante do impacto das mudanças climáticas

A definição de zona costeira está incluída no Decreto-Ley 212/2000, sobre Gestão da Zona Costeira (REPÚBLICA DE CUBA, 2000). Em seu artigo 2, a zona costeira é estabelecida como a faixa marítimo-terrestre de largura variável, onde ocorre a interação entre a terra, o mar e a atmosfera, através de processos naturais; apresenta formas exclusivas de ecossistemas frágeis e manifesta relações econômicas, sociais e culturais específicas. (Milanés-Batista *et al.*, 2019; REPÚBLICA DE CUBA, *ibid.*).

No artigo 4º do Decreto-Ley 212/2000 (REPÚBLICA DE CUBA, *ibid.*), os limites da zona costeira são definidos de acordo com a estrutura e a configuração dos diferentes tipos de costas presentes no território, como por exemplo: terraço baixo (Figura 4 A-D), costa do penhasco (Figura 5), costa baixa de manguezais (Figura 6), foz do rio (Figura 7) e costas antropizadas (Figura 8). Em todos os casos, determina-se que o limite externo da área costeira em direção ao mar será a borda da plataforma da ilha, referente a profundidades entre 100 e 200 metros.

⁸ Por comunicação verbal.

Figura 4-A.
O limite terrestre é definido na extremidade extrema em direção ao solo da escarpa de tempestade. Elaboração própria.

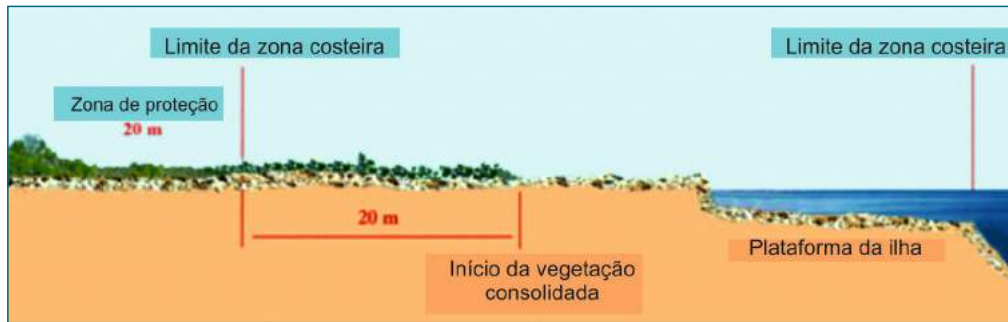


Figura 4-B.
O limite será a linha localizada a 20 metros do solo, medida desde o início da faixa de vegetação natural consolidada mais próxima do mar no terraço. Elaboração própria.

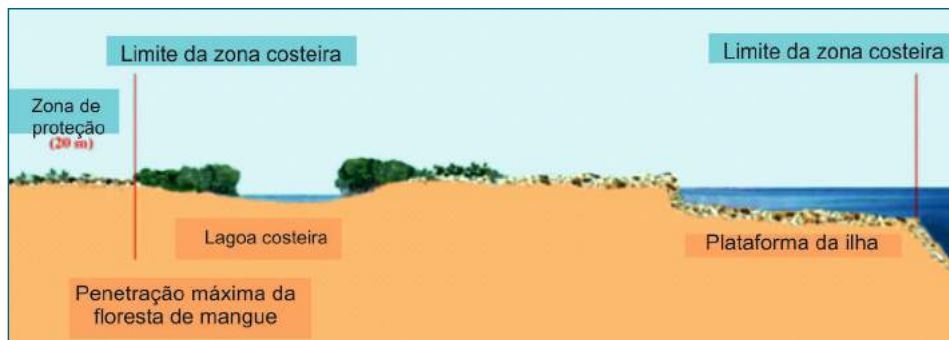


Figura 4-C. Se a área adjacente ao terraço baixo for uma lagoa costeira com manguezais, o limite de terra será aquele definido como terra pela penetração máxima da floresta de mangue. Se a vegetação do pântano aparecer, o limite será definido pela borda externa em direção à terra da referida floresta. Elaboração própria.

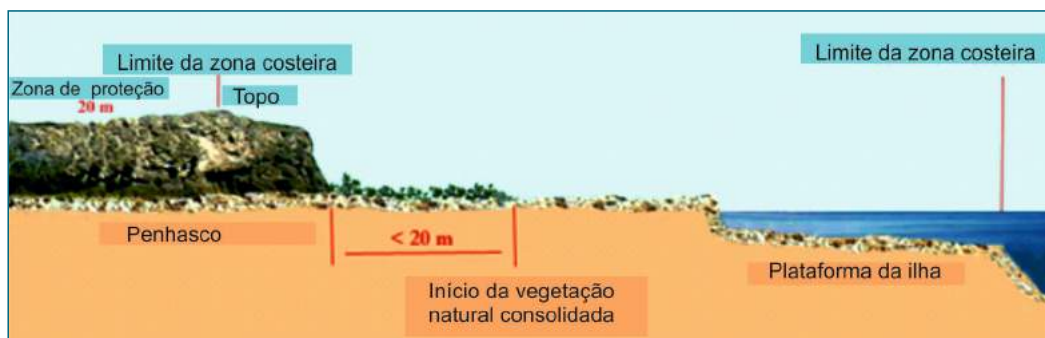


Figura 4-D. Na presença de falésia no segundo nível do terraço, localizado a menos de 20 metros do solo, medido desde o início da faixa de vegetação natural mais próxima do mar no terraço, o limite do solo será dado pelo topo da referida falésia. Elaboração própria.



Figura 5. A área com falésias cujo topo não é excedido por tempestades ou penetrações no mar. O limite da zona costeira se estenderá 20 metros até o chão, a partir do topo. Elaboração própria.



Figura 6. O limite da zona costeira para a terra é determinado pela penetração máxima da floresta de mangue. Se a vegetação do pântano aparecer, o limite será estabelecido pela borda externa em direção à terra da referida floresta. Elaboração própria.

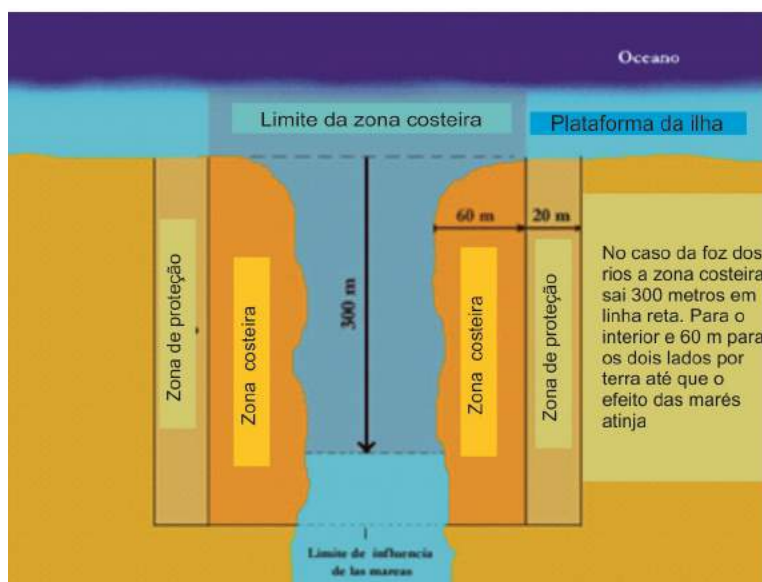


Figura 7. Boca de rios. O limite da zona costeira se estenderá por 300 m em linha reta em direção à terra, a partir da foz e 60 m em direção ao interior, por ambas as margens, em direção à terra, até o limite do efeito das marés. Fonte: Modificado de REPÚBLICA DE CUBA (2000).

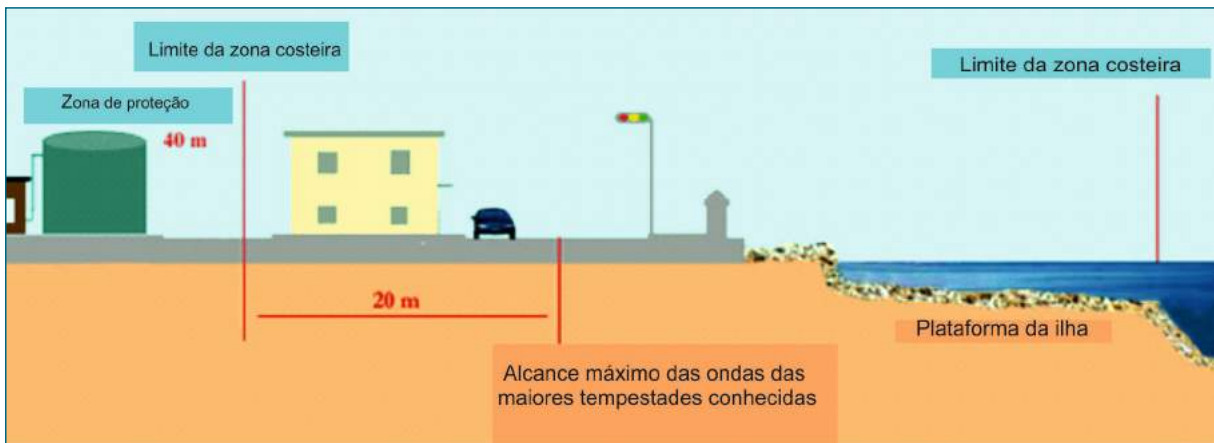


Figura 8. Setores da zona costeira para os quais, devido a causas naturais ou artificiais, não é possível identificar os tipos descritos nos parágrafos anteriores, o limite de terra se estende a 20 m de onde atingiram as ondas das maiores tempestades conhecidas ou, quando ultrapassar, a linha de maré alta equinocial máxima. Elaboração própria.

O artigo 5º do Decreto-Ley 212/2000 define outro conceito importante relacionado às zonas de proteção, o qual corresponde ao espaço terrestre e marítimo adjacente à zona costeira, que amortece os efeitos negativos das ações antrópicas, cujos limites são estabelecidos em função da tipologia estabelecida no artigo 4º da mesma norma (REPUBLICA DE CUBA, *op. cit.*). As distâncias geralmente variam entre 20 e 40 metros.

3.2.1. Os limites costeiros em praias cubanas

Em Cuba, as praias com areias terrestres predominam nas províncias do leste, sendo excelentes exemplos as praias de Siboney e Baconao, localizados respectivamente em Santiago de Cuba e Sabanalamar, na província de Guantánamo. O caso mais impressionante de areia preta na praia é em Bibijagua, ecossistema localizado no município especial da Ilha da Juventud (Martínez *et al.*, 2012).

Embora existam praias com esse tipo de areia escura, a maioria das praias cubanas é de areia branca, muito atraente para o desenvolvimento da atividade turística. Essas praias predominantes são formadas por areias de origem biogênica, pois seus componentes provêm dos grãos de carbonato de cálcio e magnésio, resultantes da fragmentação de restos esqueléticos de organismos marinhos, tais como as algas calcárias, os moluscos, os foraminíferos e os corais, dentre outros.

As principais medidas legais estabelecidas para regular o uso e a proteção das praias de Cuba também estão estabelecidas no Decreto-Ley 212/2000 (REPUBLICA DE CUBA, 2000). Essa regra constitui uma ferramenta fundamental para o correto desenvolvimento dos investimentos turísticos na zona costeira.

Em Cuba, o limite da praia é estabelecido na extremidade terrestre da duna mais próxima do mar (Figura 9-A); na ausência de dunas, o limite será a linha localizada a 40 m do solo, medida desde o início da faixa de vegetação natural consolidada e mais próxima do mar (Figura 9-B). Se um penhasco aparecer na área da praia e ele estiver localizado a menos de 40 m em direção à terra, medido desde o início da faixa de vegetação natural mais próxima do mar, o limite de terra será determinado pelo topo da referida falésia (Figura 9-C). Se a área adjacente à berma se tornar uma lagoa costeira com mangue, o limite definido para a terra será determinado pela penetração máxima da floresta de mangue; se a vegetação do pântano aparecer, o limite será definido pela borda externa em direção à terra da referida floresta (Figura 9-D).



Figura 9-A. Seu limite é estabelecido na extremidade terrestre externa da duna mais próxima do mar. Elaboração própria.

Figura 9-B. Na ausência de dunas, o limite da zona costeira será a linha localizada a 40 metros do solo, medida desde o início da faixa de vegetação natural consolidada mais próxima do mar. Elaboração própria.

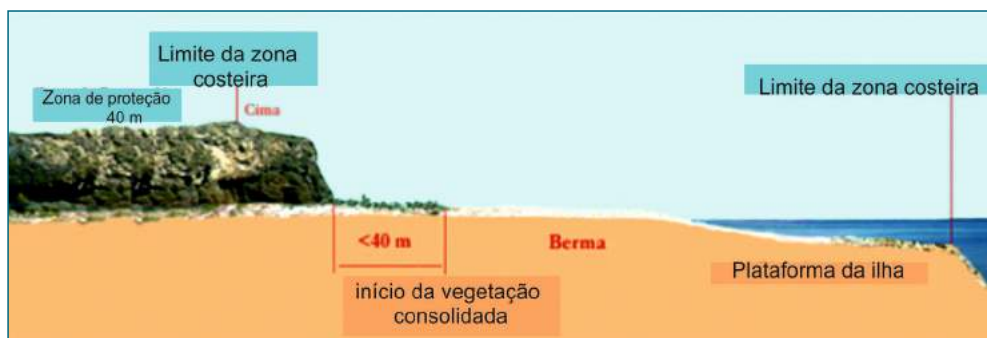
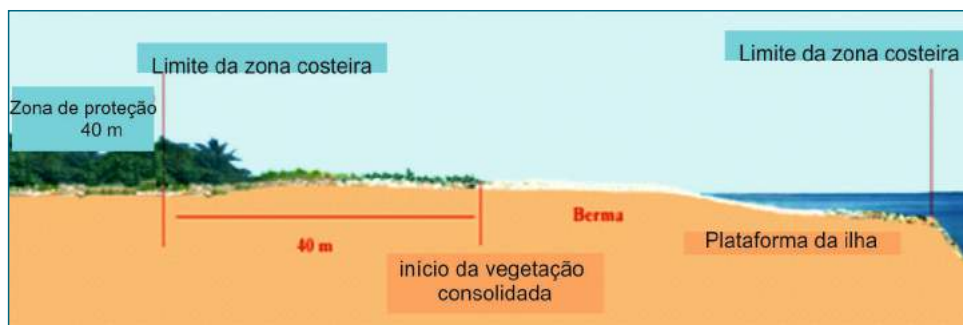
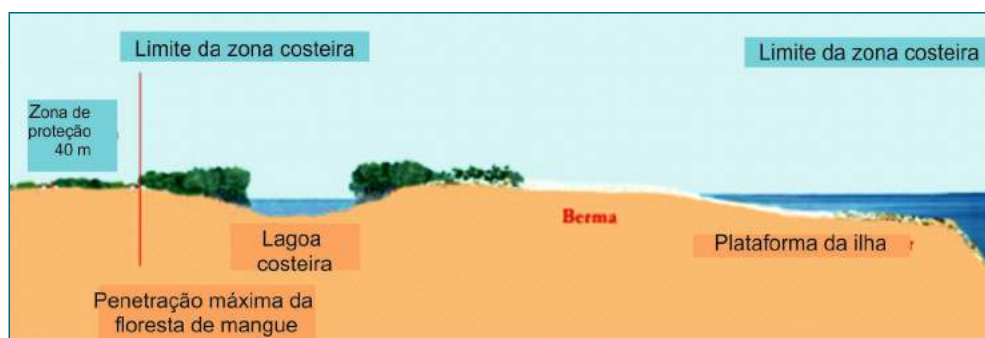


Figura 9-C. Na ausência de dunas e se o penhasco aparecer localizado a menos de 40 metros do solo, medido desde o início da faixa de vegetação natural mais próxima do mar, o limite de terra será determinado pelo topo do penhasco. Elaboração própria.

Figura 9-D. Na ausência de dunas, se a área adjacente à berma se tornar uma lagoa costeira com manguezais, o limite será o definido na costa de baixo manguezal. Elaboração própria.



Normalmente, a morfologia de um perfil de praia é caracterizada por cristas de areia paralelas à costa, que se movem e se transformam constantemente, dependendo das mudanças que ocorrem no regime de vento, ondas e correntes de maré, o que torna a praia uma das formas de relevo mais dinâmicas na superfície da Terra (Martínez *et al.*, 2012).

Para melhor compreensão das características de um perfil de praia e o estabelecimento de seus limites, o que é determinado é que o limite para a terra do perfil da praia esteja localizado no pé da face em direção à terra da duna, a qual foi formada como resultado do transporte da areia pelo vento, embora também possam constituir estruturas consolidadas de depósitos formados em condições ambientais diferentes das atuais. O limite para o mar é definido na posição em que o transporte do material da praia é praticamente nulo, o que ocorre regularmente em profundidades entre 5 e 10 metros.

A barra de areia e a berma são formas temporárias que às vezes aparecem com várias réplicas ou que desaparecem, sob a ação de fortes ondas de tempestade, modelando um perfil quase linear e uma suave inclinação para a duna. Como exemplos de praias em Cuba com um perfil completo, podem ser citadas as praias de Varadero (em Matanzas) e Santa María del Mar (em Havana).

A geomorfologia da praia influencia no estabelecimento de seus limites. Em alguns lugares, a existência de terraços rochosos muito próximos à costa impede o desenvolvimento de dunas. Dessa maneira, o perfil de praia fica incompleto, o que resulta muito frequentemente nas costas escarpadas, como as que ocorrem na Península de Guanahacabibes, localizada na província costeira de Pinar del Río.

Outro fenômeno geomorfológico que ocorre nas praias está relacionado à ausência de dunas em áreas costeiras com declives suaves e baixos níveis de ondas e energia eólica, nas quais a posição da duna é regularmente ocupada por vegetação de mangue. Nesses casos, a faixa arenosa é estreita e a barra estão ausentes ou quase imperceptíveis. Segundo Martínez *et al.* (*op. cit.*), esse tipo de paisagem é frequentemente encontrado nas costas baixas que circundam a ilha de Cuba.

Para ordenar as praias de Cuba, é proposta a delimitação de forma integrada e consensual da Linha Costeira e de sua Zona de Proteção, estabelecidas pelo Decreto-Ley 212/2000 (REPUBLICA DE CUBA, 2000). Para isso, foi criada uma equipe multidisciplinar de especialistas de diferentes instituições, que, por suas trajetórias em estudos territoriais, alto nível profissional e experiências práticas, contribuem para o enriquecimento de critérios e contribuições técnico-científicas sobre o assunto e estabelecem esses limites. Na implementação desses limites costeiros em Cuba, diferentes instalações hoteleiras e prédios públicos e privados foram realocados por violar esses limites. A implementação do Decreto-ley 212/2000 responde a um processo rigoroso, que visa a evitar danos ao meio ambiente, evitar a exposição da população e turistas, como também a perda de recursos econômicos com recuperação muito lenta (REPUBLICA DE CUBA, *op. cit.*; Milanés-Batista *et al.*, 2019).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existe uma multiplicidade de critérios para delimitar as zonas costeiras e vários tipos de abordagens foram propostas para estabelecer os limites das zonas costeiras nos programas de planejamento e gestão territoriais. A natureza extremamente dinâmica dos processos costeiros, assim como a variedade de ecossistemas e os múltiplos usos da costa são elementos que tornam extremamente complexa a tarefa de definir e delimitar precisamente as fronteiras terrestres e marinhas da zona costeira, tanto para pesquisas científicas como para gestão destes espaços. Dependendo do critério adotado, a zona costeira pode se estender por apenas alguns metros ou atingir vários quilômetros para dentro do continente ou em direção ao mar.

Na delimitação de áreas costeiras, não há melhor ou pior tipo de abordagem. Tampouco existe um método universal ou uma definição mais precisa que outra. Cada um tem seus prós e contras. Seu uso sempre dependerá do contexto do território e das políticas e normas que governam esses processos no nível do país.

No Brasil, como em Cuba, a partir do ano 2000, foram alcançados progressos significativos na implementação de decretos-lei e políticas internacionalmente pactuadas para o estabelecimento de fronteiras costeiras. O impacto causado pelo Decreto-Ley 212/2000 cubano foi bem recebido por planejadores e comunidade e pode ser considerado como uma regra de referência em alguns países da América Latina. Em ambos os países, os critérios legais para delimitação da zona costeira e das praias incorporam aspectos geomorfológicos, ecossistêmicos e sociais de maneira integrada.

Especificamente em relação às praias e orla marítima, os critérios adotados nas legislações dos dois países apresentam muitas semelhanças e consideram com bastante ênfase os aspectos geomorfológicos e ecológicos dos sistemas ambientais. Na prática, porém, o uso desses critérios para definição da unidade de gestão continua sendo um desafio, uma vez que, especialmente em países com linha de costa muito extensos, a identificação de determinadas feições ou atividades depende de estudos em escalas relativamente detalhadas. O método desenvolvido em Cuba para demarcação de unidades ambientais denominadas como UCAPMI e UCAM, sob abordagens geossistêmica e holística, pode representar um novo avanço para esse grande desafio, permitindo obter zonas homogêneas naturais e funcionais, compatíveis com o planejamento em grande escala.

Voltando à ideia inicial apresentada na introdução desse capítulo, acredita-se que o desafio de delimitação dos limites espaciais da zona costeira é na verdade um desafio fundamental a ser enfrentado pela gestão costeira, uma vez que esta deve ser entendida como parte da gestão ambiental do território, sendo, portanto, imprescindível a definição da unidade territorial de gestão. Para tanto, defende-se aqui a necessidade da adoção de uma visão multidimensional e multidisciplinar, para a compreensão absoluta dos limites costeiros, garantindo um caráter holístico dos processos físicos, ecossistêmicos e sociais das zonas costeiras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOGADO, C.; MENDEZ, M. Propuesta Metodologica para la Delimitacion de las Zonas Costeras. Revista Terra, N27 e 28, vols. XVIII e XIX. Caracas, Venezuela: Universidad Central de Venezuela, 2003.

AEC (Anuário Estadístico de Cuba), 2018. Serie Estadística. Capitulo 1. Território. Disponível em: <<http://www.onei.gob.cu/node/14748>>.

ANDRADE, B.; ARENAS, F.; GUIJÓN, R. Revisión Crítica del Marco Institucional y Legal Chileno del Ordenamiento Territorial: El Caso de la Zona Costera. Revista de Geografía Norte Grande, v. 41, 2008, p. 23-48.

BARRAGÁN, M.J.M. Medio Ambiente y Desarrollo en Áreas Litorales: Introducción a la Planificación y Gestión Integradas. Cádiz, España: Universidad de Cádiz, 2003. 301 p.

BARRAGÁN, M.J.M.; ANDRÉS, M. de. Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. Revista de Gestão Costeira Integrada (*Journal of Coast Zone Management*), v. 16, n. 2, 2016, p. 171-183.

BATISTA, C.M. Coastal Boundaries. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht, Holland: Springer, 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_74-2>. Acesso em dez. 2019.

_____. Coastal Flood Hazard Mapping. In: Finkl C., Makowski C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht, Holland: Springer, 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_356-1>. Acesso em dez. 2019.

_____. Coastal Risk. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht, Holland: Springer, 2018c. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_408-1>. Acesso em dez. 2019.

BIRD, E.C. Coastal Geomorphology: an introduction. Second Edition. New Jersey, USA: John Wiley & Sons Ltd., 2008. 436p.

BRASIL. Decreto Nº 5.300, de 07 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei Nº 7.661, de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro - PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2004/Decreto/D5300.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Nº 5.377, de 23 de fevereiro de 2005. Aprova a Política Nacional para os Recursos do Mar. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/02/2005. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2004-2006/2005/Decreto/D5377.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Nº 99.165, de 12 de março de 1990. Promulga a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 14/03/1990. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1990/decreto-99165-12-marco-1990-328535-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Presidencial de 12 de maio de 1980. Institui a Política Nacional para os Recursos do Mar. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 13/05/1980.

_____. Portaria Nº 461, de 13 de dezembro de 2018. Aprova a relação dos municípios abrangidos pela faixa terrestre da Zona Costeira brasileira. Diário Oficial da União (DOU), 17/12/2018. disponível em: <http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/grupos-de-trabalho/encerrados/gt-zona-costeira/docs-zona-costeira/acps-zona-costeira/manual_atuacao_zona_costeira.pdf>. Acesso em dez. 2019.

CARTER, R.W.G.; WOODROFFE, C.D. Coastal Evolution: an introduction. In: R.W.G. Carter and C.D. Woodroffe (orgs.). Coastal Evolution. Great Britain, United Kingdom: Cambridge University Press, 1994, p. 1-31.

CASTRO, C.; ALVARADO, C. La Gestión del Litoral Chileno: Un Diagnóstico. Santiago, Chile: Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía; CYTED-IBERMAR, 2009, p. 211-234.

CICIN-SAIN, B.; KNECHT, R.W. Integrated Coastal and Ocean Management Concepts and Practices. Washington, DC: Island Press, 1998. 543p.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). Resolução CIRM Nº 01, de 21 de novembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 27/11/1990.

_____. Resolução CIRM Nº 05, de 3 de dezembro de 1997. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II (PNGC II). Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 04/12/1997.

CLARK, J. Coastal Ecosystem Management. A technical manual for conservation of coastal zone resources. New Jersey, USA: John Wiley & Sons, Inc., 1977. 928p.

_____. Coastal Zone Management Handbook. Florida, USA: CRC press, 1995. 720 p.

COHEN, J.E.; SMALL, C.; MELLINGER, A.; GALLUP, J.; SACHS, J.; MOONERY, H.A. Estimates of Coastal Populations. Science, v. 278, n. 5341, 1997, p. 1209-1213. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/246091604_Estimates_of_Coastal_Populations>. Acesso em ago. 2019.

CORTEZAO, J. Necessidades do Gerenciamento Costeiro. In: Anais do I Seminário Internacional de Gerenciamento Costeiro. Rio de Janeiro, RJ: SEMA, 1984, p.120-133.

COWEL, P.J.; THOM, B.G. Morphodynamic of coastal evolution. In: Carter & Woodroffe (orgs.) Coastal Evolution. Great Britain: Cambridge University Press, 1994. p. 33-86.

CREEL, L. Ripple effects: population and coastal regions. Population, Health, and Environment Program – PRB. 2003. Disponível em: <<https://www.prb.org/rippleeffectspopulationandcoastalregions/>>. Acesso em set. 2019.

CUNHA, L.H; COELHO, M.C.N. Política e gestão ambiental. In: Cunha e Guerra (orgs.). A questão Ambiental. Rio de Janeiro, RJ, Brasil: Bertrand Brasil, 2003. p. 43-80.

DIAS, J.A. Gestão Integrada das Zonas Costeiras: mito ou realidade? In: Anais do II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa, IX Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, II Congresso do Quaternário dos Países de Língua Ibéricas. Recife, PE, Brasil, 2003. 1-5p.

DOMINGUEZ, J.M.L. The Coastal Zone of Brazil an overview. Journal of Coastal Research, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), 2006, p. 16-20.

ELLIOTT, M.; McLUSKY, D.S. The need for definitions in understanding estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 55, 2002, p. 815-827. Disponível em: <ftp://ocean.obs-vlfr.fr/pub/gattuso2/eutroph/data/publications/Elliott_and_McLusky.pdf>. Acesso em set. 2019.

FRENCH, P.W. Coastal and Estuarine Management. London, England: Routledge, 1997. 251p.

_____. Coastal Zone Management. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences. Dordrecht, Holland: Springer, 2005. p. 313-319.

GALLOWAY, W.E. Process Framework for Describing the Morphologic and Stratigraphic Evolution of Deltaic Depositional Systems. In: Broussard, M.L. (ed.). Deltas: Models for Explanation. Texas, USA: Houston Geological Society, 1975. p. 87-98 Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/287828682_Process_framework_for_describing_the_morphologic_and_stratigraphic_evolution_of_deltaic_depositional_system>. Acesso set. 2019.

GARCIA, M.G. La Zona Costera y el papel de las ciencias en las pequeñas islas: oportunidades y desafíos. In: Proceedings Second International Conference on Oceanography, Lisbon, 1994, p.5. [Doc. IOC/OCEAN/WD/74(cc)]

GRABER, H.F.P. Coastal Boundaries. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences. Dordrecht, Holland: Springer, 2005. p. 246-250.

GUILCHER, A. Morphologie Littorale et Sous-Marine. Paris, France: Press Universitaires de France, 1954, 215p.

HENRÍQUEZ, O. et al. Guía de zonificación costera para el ordenamiento territorial. Primera Edición. Chile: Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE), 2011. 111p.

HUGGET, R.J. Fundamentals of Geomorphology. Second Edition. Routledge Fundamentals of Physical Geography. London and New York: Routledge, 2007. 458p.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Censo Demográfico 2000: características gerais da população. Resultados da amostra. IBGE, 2003. Disponível em <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=783>>. Acesso em set. 2019.

JOHNSON, D.W. Shore Processes and Shoreline Development. New Jersey, USA: John Wiley & Sons Ltd., 1919. 584p.

KETCHUM, B. That water's edge: critical problems of the coastal zone. Cambridge, MA: Massachusetts Institute of Technology Press, 1972. 10p.

KOMAR, P.D. Beach Processes and Sedimentation. New Jersey, USA: Prentice-Hall Inc., 1976. 428p.

MARTÍNEZ, M.L.; INTRALAWAN, A.; VASQUEZ, O.; PÉREZ-MAQUEO, P.S.; LANDGRAVE, R. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. Ecological Economics, v. 6, Issues 2-3, 2007, p. 254-272.

MARTÍNEZ, S.J.M. et al. Zona costera de Cuba. Segunda Parte. Cuba: Universidad para todos, 2012. 16p. Disponível em: <<http://www.redciencia.cu/geobiblio/paper/2012-UPT-Zona%20costera%20Parte%20II.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

MARTINS, F.M. Políticas de Planeamento, Ordenamento e Gestao Costeira. Contributo para uma discussão metodológica. 1997. 270 f. Tese (Doctoral) – Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro, Portugal, 1997.

McGRANAHAN, G.; BALK, D.; ANDERSON, B. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. Environment and Urbanization, v. 19, n. 1, 2007, p. 17-37. Disponível em: <<http://eau.sagepub.com/cgi/content/abstract/19/1/17>>. Acesso em dez. 2019.

MENDONÇA, M.; SILVA, L. Área da cidade passíveis de alagamento pela elevação do nível do mar. In: Gusmão, P., Carmo, P.; Vianna, B. (orgs.). Rio Próximos 100 anos. Rio de Janeiro: IPP/SMU, 2008. p. 80-129.

MILANÉS-BATISTA, C. 2014. Método integrado para demarcar y delimitar las zonas costeras (DOMIZC): estudio del caso de Santiago de Cuba. Universidad de Oriente, Santiago de Cuba. (PhD Thesis). 120 p. DOI: 10.13140/RG.2.1.1800.4086. Disponível em <https://www.researchgate.net/profile/Celene_Milanes_Batista>. Acesso em dez. 2019.

MILANÉS-BATISTA, C.; PEREIRA, C.I.; BOTERO, C.M. Improving a decree law about coastal zone management in a small island developing state: The case of Cuba. Marine Policy, v. 101, 2019, p. 93-107.

MILANÉS-BATISTA, C.; SUÁREZ, A.; BOTERO, S.C.M. Novel method to delimitate and demarcate coastal zone boundaries. Journal Ocean and Coastal Management, v. 144, 2017, p. 105-119.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). MMA divulga municípios da zona costeira. 19 dez. 2018a. Disponível em: <<https://mma.gov.br/informma/item/15352-definidos-munic%C3%ADpios-da-zona-costeira.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Portaria MMA Nº 461, de 13 de dezembro de 2018. Aprova a relação dos municípios abrangidos pela faixa terrestre da Zona Costeira brasileira. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 17/12/2018b. Disponível em: <http://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55445013/do1-2018-12-17-portaria-n-461-de-13-de-dezembro-de-2018-55444930>. Acesso em dez. 2019.

MOORE, W.G. A dictionary of Geography. Revised and Enlarged Edition. UK: Penguin Books, 1952. 234p.

MORAES, A.C.R. Contribuições para a gestão costeira do litoral brasileiro. São Paulo: Ed. Huicitec, Ed. USP. 229p.

MUEHE, D. Definição de limites e tipologias da orla sob aspectos morfodinâmico e evolutivo. In: MMA (org.) Projeto Orla: subsídios para um projeto de gestão. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2004. p.13-32.

_____. O litoral Brasileiro e sua compartimentação. In: Cunha, S.B., Guerra, A.J.T. (orgs.). Geomorfologia do Brasil. 4. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006. p. 273-349.

NYBAKKEN, J.W.; BERTNESS, M.D. Marine Biology: An Ecological Approach. 6. ed. EUA: Ed. Benjamin Cummings, 2004. 592p.

ODUM, E.P. Ecologia. Christopher J. Tribe (trad.). Rio de Janeiro: Interamericana, 1985. 434p.

OERTEL, G.F. Coasts, Coastlines, Shores, and Shorelines. In: Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences. Dordrecht, Holland: Springer, 2005. p. 323-327.

PENNING-ROWSELL. Introduction. In: OECD (org.). Coastal Zone Management selected case studies. Paris, France: OECD, 1993. p. 15-23.

PÉREZ-CAYEIRO, M.L.; RUIZ, J.A.C.; GARRIDO, M.A.; SÁNCHEZ, J.A.L. Revista de Gestão Costeira Integrada (Journal of Integrated Coastal Zone Management), v. 16, n. 2, 2016, p. 207-222.

POLETTE, M. e SILVA, L.P. Gesamp Icam e PNGC – Análise comparativa entre as metodologias de gerenciamento costeiro integrado. Revista da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, n. 4 (Tema e Tendências: Gestão das Águas), 2003, p. 27-30.

RAFFAELLI, D.; KARAKASSIS, I.; GALLOWAY, W.E. Zonation schemes on sandy shores: a multivariate approach. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., v. 148, 1991, p. 241-253.

REDE BIOMAR. Manual de Ecossistemas Marinhos e Costeiros para Educadores. São Paulo, SP: Ed. Comunicar, 2016. 64p.

REPÚBLICA DE CUBA. Decreto-Ley 212. Gestión de la Zona Costera. Centro de Investigaciones Tecnología de Medio Ambiente. Gaceta Oficial de la República de Cuba, La Habana, Cuba, 2000, p. 18.

ROBERT, K.; ALDER, J. Coastal Planning and Management. Oxfordshire, United Kingdom: Taylor & Francis Group, 1999. 387p.

SCHLOTTFELDT, C. Parte IV, Gestión Sustentable del Borde Costero: Un Desafío de Gobernabilidad. In: Konrad Adenauer. Gestión Ambiental a Nivel Local. Corporación Ambiental del Sur. Santiago, Chile: Ediciones Surambiente, 2005.

SHORT, A.D.; KLEIN, A.H.F. (eds.) Brazilian beach systems. In: Finkl, C.W. (ed.). Coastal Research Library. Book 17. Dordrecht: Springer, 2016. 611p.

SILVA, C.G.; PATCHINEELAM, S.M.; BAPTISTA NETO, J.A.; PONZI, V.R.A. Ambientes de sedimentação costeira e processos morfodinâmicos atuantes na linha de costa. In: Baptista Neto, J.A.; Ponzi, V.R.A.; Siches, S.E. (orgs.). Introdução à Geologia Marinha. Rio de Janeiro, RJ: Interciência Ed., 2004, p. 176-218.

SMALL, C.; GORNITZ, V.; COHEN, J.E. Coastal Hazards and the Global Distribution of Human Population. Environmental Geosciences, v. 7, n. 1, 2000, p. 3-12.

SMALL, C.; NICHOLLS, R.J. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. Journal of Coastal Research, v. 19, n. 3, 2003, p. 584-599.

SORENSEN, J.C.; McCREARY, St.; BRANDANI, A. Costas: arreglos institucionales para manejar ambientes e recursos costeros. Rhode Island, USA: Universidade de Rhode Island, Centro de Recursos Costeros, 1992. 185p.

SOUZA, J. M. de. Mar territorial, zona econômica exclusiva ou plataforma continental? Revista Brasileira de Geofísica, v. 17, n. 1, 1999, p. 79–82.

SOUZA, M.L. Os conceitos fundamentais da pesquisa sócio-espacial. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil, 2013. 319p.

STEER, R.; ARIAS-ISAZA, F.; RAMOS, A.; SIERRA-CORREA, P.; ALONSO, D.; OCAMPO, P. Documento base para la elaboración de la Política Nacional de Ordenamiento integrado de las zonas costeras colombianas. Documento de consultoría para el Ministerio del Medio Ambiente. Serie de Publicaciones especiales N° 6., Bogotá, Colombia, 1997. 390p.

SUMMERFIELD, M.A. Global geomorphology: an introduction to the study of landforms. New Jersey, USA: Prentice Hall Inc., 2001. 537 p.

TESCHEMACHER v THOMPSON, 18 Cal. 11, 1861, 73-260p.

UN (UNITED NATIONS). Convention on the Territorial Sea and the Contiguous Zone. Geneva, 29 april 1958. Disponível em: <https://www.gc.noaa.gov/documents/8_1_1958_territorial_sea.pdf>. Acesso em dez. 2019.

UNDP (UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME). Human Development Report 2016. Human Development for Everyone. Canadá: UNDP, 2016. 286p. Disponível em: <http://hdr.undp.org/sites/default/files/2016_human_development_report.pdf>. Acesso em dez. 2019.

UNITED STATES CONGRESS. Coastal Zone Management Act of 1972. Washington D.C., USA: United States Congress, 1972. (Public Law 92–583). Disponível em: <<https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/STATUTE-86/pdf/STATUTE-86-Pg1280.pdf>>. Acesso em jan. 2015.

WOODROFFE, C. Coasts: Forms, process and evolution. Great Britain, United Kingdom: Cambridge University Press, 2002. p.640.

WRIGHT, L.D.; SHORT, A. Morphodynamic Variability of Surf Zones and Beaches: a synthesis. Marine Geology, v. 56, 1984, p. 93-118.

Circulação nas escalas costeira, de plataforma e de grande escala e sua influência no ambiente marinho

Douglas Vieira da Silva¹

RESUMO

A costa é uma zona de transição entre a influência terrestre, caracterizada pelo aporte fluvial e de sedimentos, e a influência marinha, caracterizada pelos movimentos da água do mar e seus parâmetros físicos. A circulação no ambiente costeiro está associada a processos locais e remotos, que atuam em diferentes escalas e são responsáveis pela formação e variabilidade das correntes e mecanismos de transporte. Processos de grandes escalas que se formam no oceano profundo se propagam até o ambiente de plataforma continental, que por sua vez, forçam novos processos que se propagam e se mesclam com os processos da zona costeira. Uma vez que nesses ambientes, competem fenômenos em escalas diferentes, a circulação resultante terá reflexos distintos sobre outros fenômenos de transporte. Definitivamente, a zona costeira representa o ponto de convergência entre diferentes processos, logo esse ambiente tende a ser afetado por mudanças abruptas, como tempestades ou por intervenção humana, e por mudanças de longo prazo, como a mudança do nível relativo do mar. Esses efeitos são caracterizados por mudanças no padrão de correntes, que por sua vez podem alterar padrões de transporte de sedimentos, e por fim, alterar o equilíbrio de forma e evolução da linha de costa. Nesse capítulo, serão apresentados os principais mecanismos de circulação e transporte que ocorrem nas escalas de oceano, plataforma continental e da zona costeira, além de uma breve descrição das problemáticas relacionadas aos impactos antrópicos ligados com esses processos.

Palavras-chave: Circulação costeira, Plataforma continental, oceano, fenômenos de transporte.

¹ Mestre em Oceanografia Física, Química e Geológica pela Universidade Federal de Rio Grande (FURG) e Bacharel em Oceanografia pelo Instituto Oceanográfico de São Paulo (IO-USP). Seu campo de interesse são processos físicos dos ambientes costeiros e de plataforma continental. Atua em projetos interdisciplinares sobre a circulação de estuários e lagunas costeiras do Brasil e como educador ambiental. Pesquisador associado do Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável (IVIDES.org). E-mail: douglas.vieira.silva@usp.br.

ABSTRACT

The coastal zone are the transition between the influence of terrestrial and marine processes, characterized by the interplay of the fluvial discharge and transports due to ocean currents and its physical parameters. The circulation of the coastal zone is associated with the local and remote processes, booths ranging in the temporal and spacial scales, generating a wide variability of currents and transport mechanisms in this smaller environment when compared with the open ocean. Large scale processes are originated from the deep ocean and propagate to the continental shelf, forcing other processes in this shallower environment merging with mechanisms developed in the coastal zone. This downscale of circulation processes assumes different scales, hence the influence of these processes over structure of the coastal zone and marginal sea are distinctive from behavior of the continental shelf and ocean. Definitely, the coastal zone represents a point of convergence between various processes, implying that this environment have abrupt changes, as by the landfall of coastal storms or by disruptive human interference. Also, long term changes can affect coastal zones due changes in the relative sea mean level, which shift the equilibrium between terrestrial and marine processes. This effects are characterized by changes in the pattern of currents, which can alter the pattern of sediment transport and hence, the evolution of the coastline. In this chapter, the major processes of circulation and transport which occur from the deep ocean to the continental shelf and finally progress to the coastal zone are presented, and some of the problems related to human impacts associated with theses processes over transitional zone.

Keywords: Circulation, Transport, coastal ocean, continental shelf, nearshore.

1. PROCESSOS DE CIRCULAÇÃO E TRANSPORTE

A definição de “processo” varia ao longo de diversos campos de pesquisa, mas pode ser resumido como um conjunto ordenado de atividades que interagem entre si e produzem um resultado (Kampen, 1992). Assim, os processos de circulação e transporte mencionados ao longo desse capítulo dizem respeito à interação de diferentes mecanismos físicos que geram o movimento de uma massa d’água no ambiente marinho. Os movimentos do ambiente marinho são forçados por diversos fatores e essa diversidade de forçantes resulta em grandes contrastes quando diferentes regiões do oceano são comparadas. Essas regiões podem ser categorizadas em função da influência dos processos de mar profundo, dos processos da plataforma continental e dos processos que ocorrem na região costeira. Esses processos podem ser ordenados a partir do tamanho das suas escalas, onde a energia das maiores escalas se dissipam no sentido das menores escalas, um processo conhecido como cascata de energia. Portanto, cada uma dessas regiões do ambiente marinho apresenta escalas características de transporte e circulação, cada qual possuindo uma relevância específica, a partir do grau de influência na zona costeira, sendo que a região onde a energia do sistema oceano é finalmente dissipada, representa o final dessa cascata energética (Seeliger e Kjerfve, 2013).

Dada a importância dos fenômenos de circulação e transporte, deve-se esclarecer o significado desses termos. O termo **circulação** se refere ao fluxo ou movimento de um fluido através de uma área ou volume específico. Dessa forma, o fenômeno de circulação sempre estará associado a uma escala de tempo e espaço bem determinadas, como a circulação dentro de um estuário, faixa de praia ou mesmo dentro de uma bacia oceânica. Já o termo **transporte**, se refere ao movimento de uma substância ou propriedade física, como contaminantes, nutrientes ou sedimentos, representando exemplos de “substâncias” passíveis de serem transportadas. Dessa forma, a circulação e o transporte atuam em sinergia, estruturando o ambiente costeiro e controlando a distribuição de parâmetros importantes do meio biótico e abiótico.

A Figura 1 apresenta as principais diferenças entre as dimensões da zona costeira, plataforma continental e oceano profundo. Conforme o quadro superior da Figura 1, o ambiente marinho tem a maior proporção do seu volume ocupado pelo oceano profundo. Além disso, o oceano não é um volume de fluido homogêneo, pois ele apresenta diversas fronteiras criadas a partir de gradientes de propriedades como temperatura e salinidade. A termoclina permanente é considerada a principal fronteira, marcada por uma transição abrupta de temperatura entre a camada superficial do oceano e a camada abissal.

A termoclina se estabelece a partir do equilíbrio entre o fluxo vertical de calor da camada superficial do oceano para o fundo e o afloramento de massa d'água fria do fundo para a superfície (Luyten *et al.*, 1983; Wunsch e Ferrari, 2018). O processo de formação da termoclina permite ilustrar como a distribuição de calor no oceano força os processos de formação e transporte de massas d'água em seu interior. Naturalmente, esses processos acabam influenciando as plataformas continentais adjacentes, a partir da intrusão de águas oceânicas no ambiente de menor volume das plataformas continentais. Como resultado, ocorre a alteração da constituição das massas d'água no interior da plataforma continental, o que representa a perturbação de processos locais promovida por processos remotos, originados no oceano profundo (Csanady, 1981).

Os processos que ocorrem no oceano profundo e na plataforma continental atuam como forçantes externas sobre a zona costeira, delimitada pela linha de costa e a profundidade em que as ondas influenciam o fundo, conforme o último quadro da Figura 1. Consequentemente, a zona costeira apresenta um comportamento resultante de processos de origem local e remota. Aqui, se incluem a arrebentação das ondas e a dissipação das correntes de maré, responsáveis por gerar grande parte do transporte líquido na zona costeira. Entretanto, a origem desses movimentos ocorre no oceano aberto. O transporte líquido gerado por essas correntes atua sobre o fluxo de sedimentos, a distribuição de organismos e a dispersão de poluentes e nutrientes. Estendendo-se para o interior do continente, os estuários e lagunas representam a transição entre os ambientes marinhos e fluviais, de forma que a influência das ondas e marés se propaga para dentro do continente. A forma como os processos marinhos se propagam nesses ambientes depende das características do regime de ondas e de maré, que se opõem à descarga dos rios. A interação entre esses processos é fundamental para a gestão costeira, uma vez que estão relacionados ao formato e evolução da costa, à qualidade da água e à previsibilidade do ambiente costeiro.

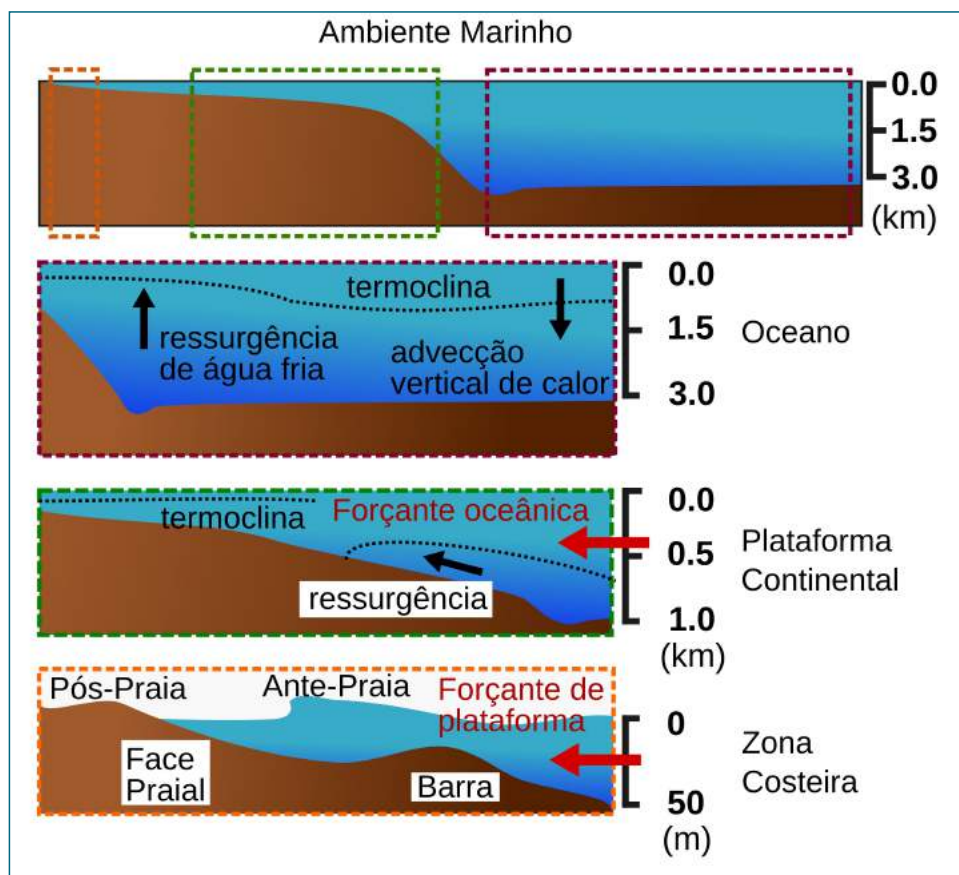


Figura 1. Esquematização do ambiente marinho a partir da divisão em zona costeira, plataforma continental e oceano profundo. O primeiro quadro (superior) mostra uma referência de profundidade para destacar a diferença de volume entre os ambientes destacados. O segundo quadro exibe o processo de formação da termoclina (linha preta pontilhada) dentro do oceano profundo. O terceiro quadro mostra a plataforma continental, representando as forçantes oceânicas que se propagam para o seu interior, além de ilustrar as massas d'águas. No último quadro, a zona costeira é representada com seus processos de pequena escala como formação de barras e arrebentação das ondas. Elaboração própria.

Adicionalmente, a Figura 2 estabelece a relação entre as escalas temporal e espacial dos processos abordados nesse capítulo. Os sistemas de correntes oceânicas que caracterizam uma circulação que percorre toda a extensão de uma bacia oceânica é definido como circulação de grande escala. Sendo que a sua variabilidade temporal apresenta período de oscilação de meses a dezenas de anos, em virtude da sua maior inércia às forçantes que impulsionam essas correntes. No entanto, embebido dentro do padrão de grande escala, existem movimentos de menores escalas espacial e temporal, referidos como padrão de mesoescala. A circulação de mesoescala pode ser distinguida por oscilações do campo de velocidades na forma de meandros ou vórtices ao longo de grandes sistemas de correntes. Sendo que a circulação de mesoescala apresenta uma variabilidade que tipicamente segue o padrão sazonal, como os contrastes entre o clima de verão e inverno.

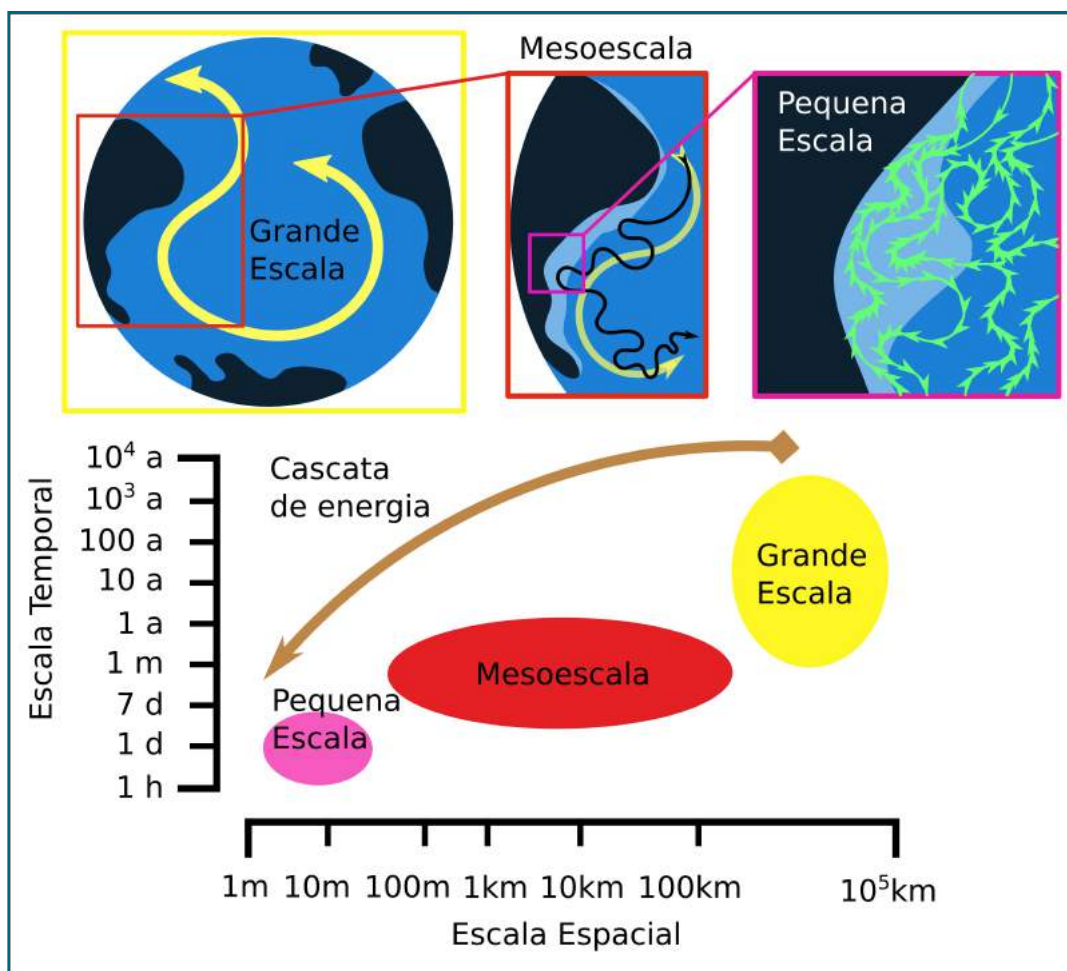


Figura 2. Relação das escalas espacial e temporal que ocorrem no ambiente marinho. Os quadros superiores mostram detalhes do campo de correntes dos movimentos de grande, meso e pequena escalas. O quadro inferior mostra a escala temporal e espacial características de cada um dos padrões de circulação. A seta marrom indica o dissipação de energia a partir da cascata de energia das maiores para as menores escalas. Elaboração própria.

Finalmente, seguindo para as regiões costeiras, o padrão de pequena escala ganha relevância, justamente por ter uma escala espacial e temporal que confere grande heterogeneidade ao litoral (Woodroffe, 2002). Correntes de pequena escala tendem a responder quase que imediatamente às alterações de condições de tempo, além de causar impactos distintos sobre diferentes regiões da costa, mesmo quando se encontram relativamente próximas. Por fim, o quadro inferior da Figura 2 destaca que a energia introduzida pelas forçantes do movimento do mar se dissipa das maiores para as menores escalas. Consequentemente, existe uma influência mútua entre processos de circulação oceânica e costeira, que se estabelece entre suas fronteiras por diversos mecanismos.

Nesse capítulo, serão apresentados os aspectos mais relevantes relacionados aos processos de circulação e transporte e como esses controlam a zona costeira. A seção 2 aborda os processos de grande escala do oceano e como esses repercutem sobre a zona costeira. Enquanto a seção 3 descreve os processos de circulação que ocorrem dentro da escala das plataformas continentais, a seção 4 trata daqueles originados dentro da zona costeira. Por fim, a seção 5 descreve a forma como os processos de diferentes escalas tratados nas seções anteriores agem sinergicamente sobre o ambiente da zona costeira.

2. MOVIMENTOS DE GRANDE ESCALA NO OCEANO

Os oceanos ocupam mais de 70% da superfície da Terra e são o “verdadeiro centro de massa” do ambiente marinho. Isso implica que muitos dos processos que ocorrem nos ambientes costeiros e de plataforma continental são forçados por processos originados no oceano profundo, uma vez que os oceanos são um grande sorvedouro de substâncias e energia (Csanady, 1981). A distribuição desigual dessas quantidades no oceano (anisotropia) é responsável pelos grandes padrões de circulação dos oceanos, que criam mecanismos que redistribuem calor, salinidade e nutrientes pelo planeta Terra. Dessa forma, nessa seção abordaremos os principais processos de circulação e transporte que ocorrem no oceano profundo e como esses processos afetam os ambientes periféricos.

2.1 CIRCULAÇÃO E TRANSPORTE DE GRANDE ESCALA

A fonte de energia responsável por impulsionar as correntes oceânicas é a radiação Solar, representada pelo fluxo de ondas curtas que atinge a atmosfera e a superfície do oceano, a qual é absorvida como calor e gera movimentos de massas de ar, que por sua vez, transferem movimento para as correntes oceânicas. Essa energia gera processos físicos, a partir da sua transferência para o interior do oceano e por fluxos entre o oceano e atmosfera. Entretanto, os oceanos não acumulam calor indefinidamente. A quantidade de calor conservada pelo oceano é limitada por um equilíbrio dinâmico (Garrison, 2012). A quantidade de calor contida em certa quantidade de massa d’água oceânica é o resultado líquido de diversos fluxos de entrada e saída de calor. Esses fluxos incluem a entrada de calor provida pela radiação Solar, o balanço entre os fluxos de calor entre o oceano e a atmosfera (ondas longas), os fluxos de calor sensível a partir dos limites dessa massa d’água, os fluxos de calor latente e, finalmente, os fluxos advectivos – a quantidade de calor recebido ou perdido por correntes oceânicas (Washington e Parkinson, 2005).

Como a atmosfera apresenta uma capacidade térmica muito menor do que a do oceano, os fluxos atmosféricos são mais intensos do que os oceânicos. Dessa forma, a atmosfera também é responsável por transferir energia cinética através da superfície do oceano, conforme mostrado pela Figura 3. Removendo o fenômeno das marés, os movimentos oceânicos são formados a partir de gradientes de densidade e pela ação dos ventos.

O principal mecanismo que afeta a circulação no oceano é o estabelecimento da **força de gradiente de pressão**, formada a partir da diferença de pressão entre diferentes regiões (Talley, 2011). A diferença de pressão entre dois pontos pode estar associada ao desnível da superfície do mar e, nesse caso, refere-se como **pressão barotrópica**. Ou pode estar associada à inclinação de superfícies de densidade constante (ou superfície isopicnal) no interior do oceano, referida como **pressão baroclínica**. Como exemplo, as linhas brancas pontilhadas da Figura 3 representam uma superfície isopicnal, mostrando que suas inclinações no interior do oceano não segue necessariamente o desnível da superfície do oceano.

A força de gradiente de pressão é responsável por dois mecanismos importantes de formação de correntes: o fluxo barotrópico e o vento térmico. A principal distinção ocorre pelo fato do fluxo geostrofico estar associado à declividade da superfície do oceano, o que gera uma corrente constante em sentido e intensidade ao longo da coluna d’água. Enquanto que o vento térmico, estando associado à pressão baroclínica, gera uma corrente cuja intensidade e sentido variam ao longo da coluna d’água, isto é, sofre um cisalhamento de velocidades (Figura 3).

Considerando que as correntes oceânicas resultam da soma de diversos mecanismos, as componentes geostrófica e baroclínica representam uma fração significativa dos fluxos de grande escala (Cushman-Roisin e Beckers, 2011). Outra componente importante é a gerada pela atmosfera, que atua a partir de grandes sistemas de ventos, que estabelecem gradientes de elevação no oceano e causam movimentos verticais responsáveis por deformar as isopicnais. Esses mecanismos estão associados à manutenção de correntes de grande escala dos giros subtropicais e correntes equatoriais.

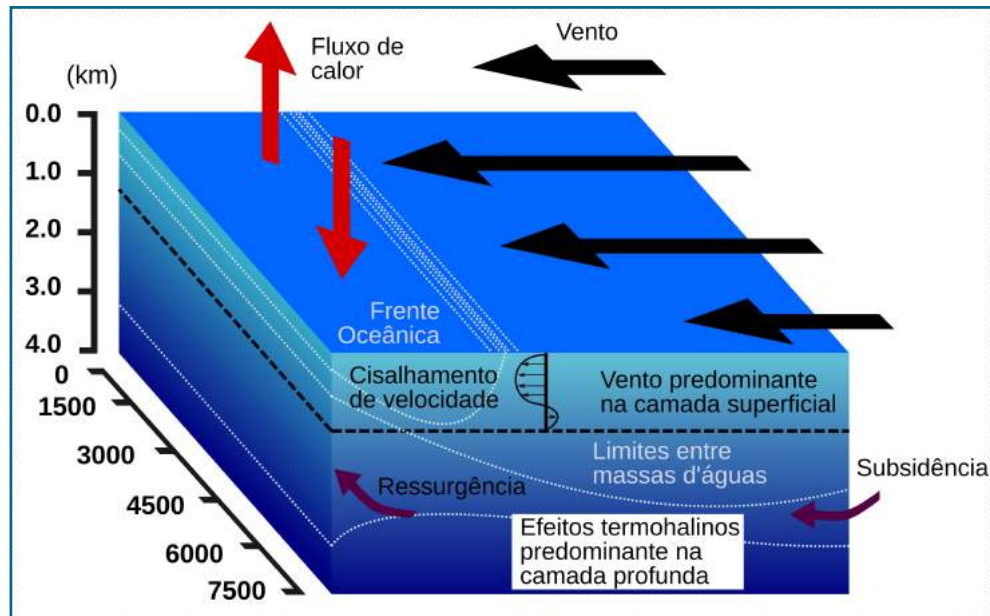


Figura 3. Representação dos processos e feições oceânicas de grande e mesoescala. Em superfície, estão representados os processos de fluxo de calor entre o oceano e a atmosfera, assim como a transferência de momento do ar, pelo estresse causado pelo vento. A linha preta tracejada representa a divisão entre a camada superficial, que sofre maior influência da interação oceano-atmosfera, e a camada profunda, onde os movimentos se originam a partir de processos termohalinos. As linhas pontilhadas em branco representam limites verticais e horizontais entre massas d'água com diferentes propriedades. Elaboração própria.

As correntes oceânicas desenvolvidas nos giros subtropicais tendem a ser mais intensas nas bordas das bacias oceânicas e apresentam uma assimetria, com as correntes do lado oeste sendo mais intensas do que as do lado leste. Essa assimetria se deve ao sentido de rotação da Terra (de oeste para leste), que causa deslocamento do topo do giro oceânico para a borda oeste. Dessa forma, o gradiente de pressão é maior no lado oeste e menor no lado leste, causando a diferença de intensidade das correntes, conforme descrito pelo trabalho clássico de Stommel (1948). Essas correntes transportam calor e salinidade da faixa equatorial para as altas latitudes e, como exemplos, temos a Corrente do Golfo, a Corrente do Brasil e a Corrente de Kuroshio, que exercem um grande efeito sobre o clima dos continentes que margeiam (Peterson e Stramma, 1991). No entanto, essas correntes não apresentam um escoamento uniforme, pois existem processos turbulentos caracterizados pela geração e liberação de meandros e vórtices, que se formam a partir da dissipação de energia cinética dessas correntes. Durante o processo de formação desses vórtices, grande volume de água pode acabar sendo aprisionado em seu interior, podendo ser transportado por grandes distâncias, a partir da transladação do vórtice pelo oceano. Assim, representando um mecanismo importante de transporte de massas d'água no oceano (McWilliams, 2008).

Na região do Equador, as correntes são forçadas pelos ventos alísios, que sopram de leste e causam acúmulo de água na borda oeste das bacias oceânicas. Uma distinção importante para as correntes equatoriais é que próximo à linha do Equador o efeito da rotação da Terra é aproximadamente nulo.

De forma que esse sistema de correntes tende a se manter aprisionado ao longo da linha do Equador. Os ventos alísios causam uma sobre-elevação na borda oeste, mas, em superfície, o atrito do vento inibe o fluxo de contra-correntes para o leste, o que força uma circulação de retorno subsuperficial. Esse processo causa afundamento ou subsidência de água no lado oeste, e afloramento ou ressurgência de água no lado leste. Consequentemente, a borda oeste apresenta uma termoclina mais profunda do que o lado leste, o que forma uma piscina de água quente do lado oeste da bacia oceânica (Vallis, 2017).

A camada profunda do oceano é muito pouco afetada pela atmosfera, de forma que suas correntes se formam a partir de **processos termohalinos**. Os processos termohalinos são ocasionados por diferenças de densidade, geradas majoritariamente pelos valores de salinidade e temperatura das massas d'água. Massas d'água formadas em regiões equatoriais, quando são transportadas para as latitudes mais altas, cedem calor gradualmente para a atmosfera, até que, nas regiões polares, a queda de temperatura aumenta a densidade da massa d'água até o ponto de causar seu afundamento. Ela tende a afundar até a profundidade de equilíbrio para sua densidade, e passa a fluir horizontalmente com uma velocidade muito menor do que as correntes de superfície (Talley, 2011). Essa corrente tende a conservar seus valores de temperatura e salinidade originais, mas os valores de nutrientes e gases incorporados em superfície sofrem consumo por atividade biológica e difusão, permitindo seu uso como traçador do movimento dessas correntes, uma vez que sua medida direta é impraticável.

2.2 FRENTES OCEÂNICAS

Os oceanos não são um fluido homogêneo, de forma que apresentam diversas massas d'água com propriedades distintas. Ao longo do limite entre massas d'água ocorre a formação de gradientes intensos de suas propriedades, tais como salinidade, temperatura e concentração de clorofila. Esses gradientes são denominados **frentes oceânicas** e encontram-se distribuídos de forma generalizada por todo o oceano (Pollard e Regier, 1992). As frentes oceânicas se formam a partir de processos de circulação, que tendem a restringir a mistura entre as massas d'água, de forma que a detecção de frentes pode ser associada a regimes distintos de circulação (Gangopadhyay e Robinson, 2002). Por sua vez, tais regimes são responsáveis por afetarem o transporte de calor e nutrientes e a distribuição de organismos marinhos.

Ao longo das frentes oceânicas de larga escala ocorre a formação de correntes que acompanham a orientação da frente. Essas correntes apresentam um cisalhamento de velocidade no lado da massa d'água menos densa em função do gradiente de pressão. Além de correntes horizontais, as regiões de frentes oceânicas também apresentam movimentos verticais mais intensos, bombeando nutrientes através da termoclina e causando o aumento da produção biológica nessas regiões (Cushman-Roisin e Beckers, 2011). As frentes de mesoescala ocorrem ao longo de feições de vórtices e meandros associados a grandes correntes oceânicas. Devido à variabilidade dessas feições, a posição e intensidade das frentes oceânicas tende a variar junto com a escala desses processos. Dessa forma, as frentes estruturam os grandes ecossistemas marinhos, uma vez que sua presença no oceano afeta a distribuição de espécies em função das condições que favorecem a produção biológica.

A produção biológica em regiões de frentes oceânicas ocorre a partir dos fluxos verticais que atuam bombeando nutrientes e mantendo os organismos produtores na camada superficial do oceano. Esses dois mecanismos são necessários, uma vez que os nutrientes e os organismos devem se manter em uma profundidade onde a radiação solar seja atuante. Com isso, organismos consumidores são atraídos a estas regiões mais produtivas. De forma que ao largo de grandes sistemas frontais encontram-se grandes ecossistemas marinhos, que representam regiões extensas de ressurgência de águas ricas em nutrientes (Belkin *et al.*, 2009). Dessa forma, as frentes oceânicas delimitam a distribuição de espécies e a estrutura das comunidades biológicas do oceano.

A presença das frentes também está associada com a distribuição de poluentes passíveis de serem advectados pelas correntes. As correntes transversais às frentes oceânicas são muito pouco intensas, o que causa o acúmulo de poluentes, tais como as substâncias químicas ou o lixo marinho, ao longo das frentes (Lohmann e Belkin, 2014).

De maneira que, recentemente, atividades de exploração dos oceanos vem considerando em seus impactos a presença de frentes oceânicas e a diversidade de organismos associados a elas. Pois como as frentes oceânicas apresentam maior produtividade, a presença de altas concentrações de poluentes nessas regiões é agravada por afetar as espécies atraídas para essas regiões (Schneider, 1990). Sendo essas regiões exploradas pela indústria pesqueira, esse efeito pode se refletir sobre a qualidade do consumo do pescado e por fim, sobre a saúde humana.

2.3 ONDAS E MARÉS OCEÂNICAS

Embora ondas e marés sejam fenômenos distintos, ambas se desenvolvem a partir de grandes regiões oceânicas e, posteriormente, se propagam para as regiões costeiras. As **marés oceânicas** são formadas pelo gradiente de força gravitacional ao longo da superfície da Terra, com suas componentes majoritariamente criadas pela Lua e o Sol, e, secundariamente, pelos demais corpos celestes. As marés se formam exclusivamente no oceano, pois a massa de fluídos sobre os mares costeiros é muito pequena para que as forças geradoras de maré possa afetá-los (Pugh e Woodworth, 2014). De forma que o fenômeno de marés observado nas plataformas continentais é o reflexo da incursão das marés nesses ambientes mais rasos. A **Teoria da maré de equilíbrio** foi o primeiro modelo criado para explicar a influência dos astros sobre a formação das marés (Garrison, 2012). Esse modelo explica a formação da maré sem a presença das massas continentais, o que não o torna muito útil para ser usado em previsões do comportamento observado nos oceanos.

O comportamento das marés é melhor representado pela **Teoria dinâmica das marés**. Levando-se em consideração a rotação da Terra, a massa de fluídos tem o seu movimento afetado pela sua própria inércia, além da fricção do oceano com o fundo. Esses dois fatores causam uma defasagem de algumas horas entre as marés altas, com a passagem da Lua. Além disso, com o aumento da distância do Equador, o movimento da maré também passa a ser afetado pela aceleração de Coriolis. Dessa forma, a abordagem passa a tratar a maré como **ondas de gravidade superficiais de água rasas**, passíveis de reflexão, refração e de interação entre elas. Essas ondas se propagam sobre uma bacia oceânica com profundidade suficiente para sentir o efeito da rotação da Terra. As marés se propagam em torno de **pontos anfidrômicos**, que são locais onde não existe variação de altura da maré e onde a amplitude máxima ocorre nas margens das bacias oceânicas (Brown, 1999). As marés apresentam características de ondas longas, com períodos de 24 horas e 12 horas, referidos como **maré diurna** e **maré semidiurna**, respectivamente. As correntes formadas pelas marés oceânicas são tipicamente da ordem de 0.25 cm.s^{-1} (Pugh e Woodworth, *op. cit.*), muito menores quando comparadas as velocidades de outros processos. Os valores de amplitude das componentes das marés apresentam variações ao longo das bacias, sendo causadas pela geometria dos contornos continentais e pela distribuição batimétrica.

As ondas oceânicas são formadas pela ação prolongada dos ventos sobre uma grande área do oceano. A área na qual o vento atua é denominada de **pista de vento**, sendo a intensidade e duração do vento, as variáveis importantes para a transferência de energia cinética para a superfície do mar. Com essa transferência, as ondas começam a crescer, tendo sua altura e período proporcionais à duração, tamanho da pista e velocidade do vento. Existe uma distinção entre as ondas que estão recebendo energia dos ventos daquelas que já se encontram distantes da pista do vento (Holthuijsen, 2010). As ondas que ainda recebem energia de ventos locais são denominadas de **vagas** (*sea*), enquanto as ondas que já se encontram longe do seu centro de formação são denominadas de **ondas de swell**. O *swell* é uma onda que se autossustenta e que tem a capacidade de viajar por longas distâncias, sendo caracterizada por longos períodos. Embora as ondas não atuem idealmente como mecanismos de transporte, como ocorre com as correntes oceânicas, ou quando o processo de arrebentação se torna relevante, sua passagem em grupos de ondas pode contribuir com desenvolvimento de **Células de Langmuir**. As células de Langmuir são uma estrutura de circulação gerada pelo vento que tende a criar linhas de convergência no oceano, tendendo a acumular material em suspensão ou mesmo afloramentos de algas microscópicas (Thorpe, 2004). Dessa forma, sem os processos de arrebentação e interação com fundo, as ondas são mecanismos relevantes no ambiente oceânico.

3. PROCESSOS DE CIRCULAÇÃO NOS AMBIENTES DE PLATAFORMA CONTINENTAL

O principal contraste entre o oceano e o ambiente de plataforma continental decorre do fato da massa de fluídos que ocupa a plataforma ser muito menor, se comparada à do oceano profundo. Como consequência, os processos de circulação e transporte da plataforma respondem mais rapidamente às oscilações das forçantes, tanto locais quanto remotas. Um breve resumo dessa variabilidade é apresentado no Quadro 1, onde consta a escala de tempo característica de alguns processos de circulação observados em plataformas continentais. As **forçantes remotas** são aquelas geradas no oceano, cuja influência força a circulação nas fronteiras da plataforma continental. Em contrapartida, as **forçantes regionais** são aquelas que se originam dentro do próprio ambiente de plataforma. Adiante, ainda nessa seção, será feita uma breve descrição dos principais processos atuantes na circulação que ocorrem nas plataformas continentais, que são: a intrusão de massas d'água oceânicas, as marés oceânicas, a circulação induzida pelo vento e as plumas de rios de grande escala.

Quadro 1. Escala temporal de variabilidade dos processos de circulação mais relevantes que ocorrem em ambientes de plataforma continental

Escala temporal	Janela espectral	Oscilação de menor escala
1 segundo	Trubulência de micro-escala incluindo ondas de gravidade	Difusão molecular de compostos e substâncias
1 minuto	Processos de pequena escala incluindo ondas internas e mecanismos de turbulência vertical	Vórtices turbulentos
1 hora	Processos de mesoescala incluindo oscilações inerciais, marés e ressacas	Ressuspensão turbulenta
1 dia		
1 semana	Escala sinóptica, meandros de frentes oceânicas	Variabilidade de correntes oceânicas
	Escala sazonal, convecção e estratificação	Ondas de Rossby
1 ano	Processos globais a partir de interações climáticas	Variabilidade Sazonal de temperatura e salinidade

Fonte: adaptado de Walsh (1988).

3.1 INTRUSÃO DE MASSAS D'ÁGUA

Como visto na seção 2, os oceanos não são homogêneos e apresentam gradientes horizontais e verticais de propriedades, tais como temperatura, salinidade e concentração de clorofila. Esses gradientes são associados às fronteiras entre diferentes massas d'águas com propriedades específicas, passíveis de serem transportadas por movimentos de grande e mesoescala. Logo, esses movimentos podem induzir à **intrusão de massas d'água oceânicas** além do limite da quebra da plataforma continental e talude. Esse processo de intrusão de massas d'água oceânicas no ambiente de plataforma continental representa uma forçante remota, cuja importância reside no fato dessas massas d'água mudarem drasticamente as propriedades físico-químicas e biológicas em uma vasta porção da plataforma continental, da região de plataforma externa até a interna (Simpson e Sharples, 2012).

O principal processo de intrusão de massas d'águas oceânicas na zona costeira é a **ressurgência costeira**. A ressurgência é causada pela ação de divergência induzida pelos campos de vento sobre uma grande área do oceano, próxima à borda do continente. A divergência gera um transporte normal à linha de costa em direção ao mar aberto, e, por continuidade, induz à ascensão de água de fundo, promovendo a incursão de massa d'água oceânica profunda através do talude (O'Brien e Hurlburt, 1972). As massas d'água profundas geralmente são mais frias e enriquecidas em nutrientes, de forma que sua intrusão representa um estímulo para o aumento da produtividade na plataforma continental (Olivieri e Chavez, 2000). A ressurgência pode ser caracterizada pelo afloramento em superfície das isopícnais, que marcam o limite entre a massa d'água de plataforma e a massa d'água profunda. A distância dessas isopícnais da linha de costa indica a intensidade da ressurgência, que está diretamente associada à profundidade original da massa d'água e ao impulso do vento, isto é, a velocidade e persistência do vento atuante sobre a superfície do mar. Além do vento, a influência de vórtices oceânicos de mesoescala também contribui para o processo de ressurgência. Nesse caso, o campo de velocidade dos vórtices bombeiam água para fora da plataforma, abrindo espaço para a entrada de água profunda na camada superior da coluna d'água. Embora seja um processo de menor ordem do que a ressurgência induzida pelo vento, esse processo é uma fonte de variabilidade importante para a intrusão vertical de água de fundo (Calado *et al.*, 2010).

O efeito da ressurgência sobre o ambiente de plataforma continental se deve, entre outras coisas, ao grau de influência nos diferentes setores da plataforma continental – a plataforma externa, média e interna, conforme apresentado na Figura 4. A **plataforma externa** estende-se desde a quebra de plataforma até o interior, muitas vezes marcada pela presença de uma **frente de plataforma** (Acha *et al.*, 2004). A **plataforma interna** é definida como a região externa à zona de surfe, onde as camadas turbulentas de superfície e de fundo se mesclam. Já a **plataforma média** é definida em função das frentes de salinidade e temperatura, estendendo-se desde o limite externo da plataforma interna até o início da plataforma externa. Portanto, em função das condições ambientais, o comprimento de cada um desses setores muda ao longo do tempo, desde a escala sazonal à escala decadal, tais como as mudanças induzidas pela oscilação de modos climáticos que ocorrem no oceano (Brink, 2016).

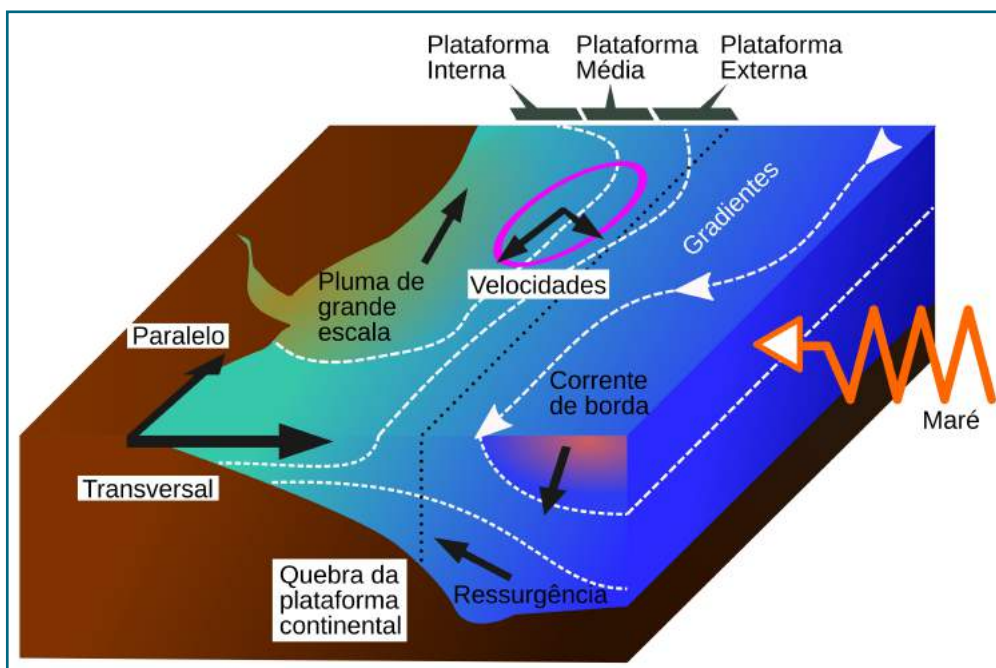


Figura 4. Esquema dos padrões do ambiente de plataforma continental e seus setores. O setor externo da plataforma é aquele cuja influência oceânica ocorre com maior intensidade, referindo-se à intrusão de massas d'água de fundo, correntes de borda e maré. O setor de plataforma média é delimitado pela posição das frentes formadas entre águas oceânicas e as águas de menor salinidade formadas pela descarga fluvial. Por fim o setor interno se estende a partir zona externa de influência das ondas até a plataforma média. Os gradientes do ambiente de plataforma e as correntes apresentam uma orientação predominantemente paralela à orientação da costa devido às restrições dinâmicas. Elaboração própria.

O tamanho relativo de cada setor da plataforma continental depende primeiramente do próprio comprimento da plataforma, sendo que esses três setores podem ser claramente delimitados por perfis de temperatura e salinidade em **plataformas largas** (ordem de 100 km) enquanto uma **plataforma estreita** (ordem de 40 km) pode ter toda a sua extensão ocupada pelo regime da plataforma externa (Walsh, 1988). De forma geral, as **correntes longitudinais** são mais intensas do que as **correntes transversais**. Sobre a plataforma externa, isso ocorre pelo fato das correntes de borda serem obrigadas a seguir o contorno batimétrico da plataforma. Já na plataforma média e interna, tanto as correntes geradas por vento, quanto aquelas geradas pelas ondas tendem a gerar fluxos longitudinais (Csanady, 1981).

3.2 INCURSÃO DAS MARÉS SOBRE AMBIENTES DE PLATAFORMA

Como discutido na seção anterior, a maré é gerada em regiões onde a profundidade seja grande o suficiente para que a coluna d'água seja afetada pelas atrações gravitacionais da Lua e do Sol. Entretanto, quando a onda de maré se aproxima de uma plataforma continental, a profundidade pode reduzir para algumas centenas de metros. Como a velocidade de propagação das ondas depende da profundidade, ocorre o efeito de **refração da maré**, que tende a se alinhar com a orientação da batimetria. Se a onda de maré incidir em um ângulo reto, parte da onda será refletida de volta ao oceano e parte se propagará para o interior da plataforma continental.

Ao atravessar o limite da plataforma externa, a maré aumenta sua amplitude por um fator de 1,5 a 2 vezes, em virtude da conservação de fluxo de energia carregado pela onda, já que o produto da amplitude pela profundidade deve ser mantido constante. As correntes geradas pela maré sofrem uma amplificação ainda maior (Walsh, 1988). Outro fator se deve ao comprimento da plataforma continental; quando se trata de uma plataforma estreita, a **progressão da maré** mantém a mesma a orientação do ponto anfidrômico; já para uma plataforma larga, a maré age de forma ressonante sobre a borda da plataforma, causando a propagação de novas cristas. Dessa forma, a amplitude de maré também dependerá da distância que a plataforma se encontra do ponto anfidrômico (Simpson e Sharples, 2012). No ambiente de plataforma, a progressão das marés é explicada pela dinâmica das **ondas de Kelvin**. Essas ondas têm o seu sentido de propagação definido pelo continente e pela latitude. Assim, uma onda de maré no Hemisfério Sul e na borda leste do continente terá sua propagação restrita para norte (em direção ao Equador); enquanto que na borda oeste, sua propagação ocorrerá no sentido sul (em direção ao polo). Esse processo ocorre de forma invertida no Hemisfério Norte.

No caso das **correntes de maré**, estas apresentam maior flutuação quando comparada com os valores de variação de altura da maré. Isto se deve ao fato das correntes serem mais afetadas pela profundidade, por constrições e pela forma da linha de costa e de seus canais. A velocidade dessas correntes é máxima no ponto de maré alta e seguem o mesmo sentido da propagação da onda de maré (Pugh e Woodworth, 2014). Atualmente, as correntes e a altura da maré representam os fenômenos com a previsão numérica mais assertiva, de forma que o uso das marés oceânicas como informação de entrada permite a reprodução das correntes de maré em ambiente de plataforma continental, a partir de modelos hidrodinâmicos, fazendo das correntes de maré o padrão de circulação melhor previsível (Egbert e Erofeeva, 2002).

3.3 CIRCULAÇÃO INDUZIDA PELO VENTO

A transferência de energia cinética da atmosfera para a superfície do oceano depende da velocidade e permanência do vento. Outras variáveis secundárias se referem a densidade do ar e da água, uma vez que esses parâmetros definem os coeficientes de atritos entre o mar e o ar (Walsh, 1988). A influência do vento tende a atingir uma certa profundidade da coluna d'água, uma vez que a água apresenta um coeficiente de mistura vertical muito pequeno. Mudanças de pressão atmosférica também atuam sobre a formação de correntes, sendo esse efeito denominado como barômetro invertido, uma vez que a superfície do mar responde de forma inversa às variações de pressão (Pugh e Woodworth, *op. cit.*). Entretanto, a pressão atmosférica possui uma influência muito menor do que o impulso do vento.

Quando o vento sopra sobre o mar, a corrente em superfície gerada não segue o mesmo sentido do vento, mas apresenta uma defasagem de 45°. Com o aumento da profundidade, a velocidade gerada tende a reduzir sua intensidade e, em virtude do atrito interior da coluna d'água, continua sofrendo deflexão, formando uma espiral. O efeito líquido dessas velocidades é um transporte transversal ao vento (à direita no Hemisfério Norte e à esquerda no Hemisfério Sul). Dessa forma, um vento que sopra próximo à costa pode causar movimentos de ressurgência ou subsidência (Simpson e Sharples, *op. cit.*). Esse transporte é explicado pela dinâmica de Ekman, e se estende até uma camada limite chamada de profundidade de Ekman. Quando a profundidade da plataforma coincide com a profundidade de Ekman, o atrito de fundo também passa a afetar as correntes. Com isso, nas regiões mais rasas da plataforma, a componente do transporte de Ekman tende a contrabalancear o gradiente de pressão formado pela sobre-elevação do vento (Csanady, 1981). Dessa forma, as velocidades transversais ao sentido do vento tendem a ser canceladas pela componente barotrópica, de forma que as correntes desenvolvidas passam a seguir a mesma orientação do vento.

Em regiões de alta latitude, é comum a passagem de frentes frias, associadas a ventos que são contrários aos ventos dos grandes centros de alta pressão das latitudes médias. A passagem de frentes frias resultam muitas vezes em ventos intensos, que acabam gerando eventos de sobre-elevação do nível do mar, acompanhando a sua passagem (Castro e Lee, 1995). A passagem de ciclones extratropicais também é responsável por eventos de sobre-elevação do nível do mar, podendo causar inundações drásticas na zona costeira (Irish, 2008). A estrutura vertical de massas d'água da plataforma continental é capaz de determinar a intensidade desses ciclones ao atingirem a zona costeira. Esses ciclones absorvem calor do oceano para se manterem, ou seja, o calor da camada superficial da plataforma continental é o combustível que impulsiona os ciclones. Dessa forma, a intrusão de águas mais frias na plataforma pode diminuir a espessura da camada de água mais quente superficial, reduzindo a intensidade com a qual o ciclone atinge regiões do continente a dentro (Houze *et al.*, 2006).

3.4 PLUMAS DE GRANDE ESCALA

Quando um rio de grande vazão desemboca no oceano, uma pluma é formada. As plumas costeiras apresentam geralmente baixa salinidade e elevada concentração de sedimentos ou de matéria terrígena (Simpson *et al.*, 1993). As plumas de grande escala são aquelas cujo espalhamento é predominantemente afetado pela rotação da Terra. De forma que a propagação da pluma é definida pelo ajuste geostrófico, onde a latitude define o sentido do escoamento da pluma em função do parâmetro de Coriolis (Cushman-Roisin e Beckers, 2011). A Figura 5 apresenta um esquema geral sobre o espalhamento de uma pluma de grande escala. Embora existam plumas que afetam regiões de bacias oceânicas, interferindo em processos de grande escala oceânica e atmosférica (White e Toumi, 2014), nessa seção, nos limitaremos aos processos que se estendem sobre os ambientes de plataforma continental, precisamente, os processos envolvendo as plumas cujo comprimento vai além da plataforma interna.

Além da influência das plumas de grande escala sobre o ambiente de plataforma continental, as plumas também são responsáveis por exportar quantidades significativas de material terrígeno para o oceano aberto. A intensidade dessa contribuição depende da razão entre o comprimento da pluma e o comprimento da plataforma continental, além da latitude em que a pluma se forma (Sharples *et al.*, 2017). Esses fatores são responsáveis por reduzirem o tempo de residência (ou de permanência) dos nutrientes na plataforma continental. Uma vez que o ambiente de plataforma é muito mais produtivo do que o ambiente do oceano adjacente, os nutrientes que chegam à plataforma são rapidamente consumidos e, por consequência, a fração desses nutrientes que efetivamente alcança o oceano profundo é drasticamente reduzida (Izett e Fennel, 2018). Logo, uma pluma que se aproxima em comprimento à extensão da plataforma, será capaz de exportar uma maior proporção de nutrientes para além da quebra de plataforma, alcançando o oceano exterior. O papel da latitude se refere diretamente ao parâmetro de Coriolis, de forma que plumas em maiores latitudes serão mais influenciadas pela rotação da Terra. O efeito da rotação da Terra se reflete no grau de deflexão do espalhamento da pluma, que age no sentido de aprisionar a pluma ao largo da costa, restringindo sua propagação no sentido transversal sobre a plataforma e, assim, reduzindo a exportação de nutrientes para o oceano (Garvine, 1999).

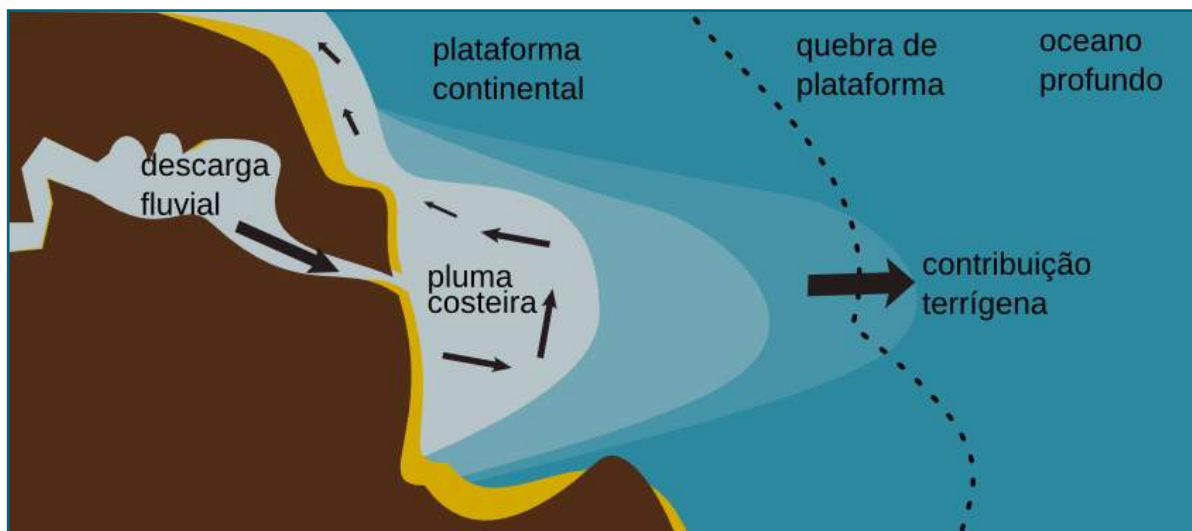


Figura 5. O espalhamento de uma pluma de grande escala sobre o ambiente de plataforma continental. Como a pluma apresenta contrastes de densidade (salinidade e sedimento em suspensão), o campo de dispersão da pluma apresenta uma circulação diferente do padrão das correntes de plataforma. Usualmente, a pluma desenvolve um bojo de recirculação antes de uma corrente costeira ser formada. O padrão de transporte das plataformas continentais não favorecem a ocorrência de fluxos transversais à quebra da plataforma. Assim, as plumas representam uma contribuição importante para a exportação de nutrientes para o oceano profundo, pois são capazes de propagar material terrígeno além da quebra de plataforma. Elaboração própria.

Outro fator que exerce influência na exportação de material terrígeno entregue pelas plumas para o oceano profundo é a interação com feições de mesoescala. Quando, ao largo da plataforma, ocorre a formação de **meandros e vórtices**, estes podem entranhar parte da pluma, aumentando sua mistura com o oceano exterior, uma vez que esse mecanismo força o transporte da pluma além da quebra de plataforma. Esse processo se desenvolve a partir do **meandramento de uma corrente de borda**, seguida pelo avanço do meandro sobre o ambiente de plataforma. Durante essa incursão do meandramento, ocorre o entranhamento da pluma de baixa salinidade, aumentando a sua **taxa de mistura** além da quebra de plataforma, pois este processo facilita sua entrada no oceano exterior (Schiller *et al.*, 2011). Somado a isso, a ação de ventos constantes associados a regimes sazonais, como monções e frentes frias, pode favorecer ou limitar o entranhamento das plumas através do transporte induzido por eles (Matano *et al.*, 2014).

Sobre a atuação dessas forçantes, a Figura 6 resume as principais forçantes que afetam a circulação do **campo das plumas**. Como posto anteriormente, a **geostrofia** é o principal regime predominante sobre o movimento da pluma. No entanto, a presença de correntes costeiras podem gerar perturbações. Correntes até mesmo na ordem de $0,10 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ podem induzir transportes residuais contrários ao **escoamento geostrófico** (Hickey *et al.*, 2005). O **regime geostrófico** se estabelece a partir do equilíbrio entre a força de Coriolis e o gradiente de pressão, formado pelo desnível da superfície do mar, causado pela descarga fluvial. Como a força de Coriolis está associada à latitude, plumas de altas latitudes são mais influenciadas pela rotação da Terra, tendo sua propagação restringida no mesmo sentido das ondas de Kelvin. Resultando em plumas com um maior tempo de excursão sobre a plataforma continental (Cole e Heatland, 2016).

As marés atuam sobre o campo da pluma a partir dos fluxos de correntes gerados. A principal característica dessas correntes é a intensa mistura vertical promovida desde o fundo até a superfície da água. Essa mistura aumenta a diluição da pluma e erode a estratificação da coluna d'água e as frentes, formadas pelos contrastes de densidade. De forma semelhante, a ação do orbital das ondas formadas pelo vento também podem acentuar essa mistura vertical (Kirinus *et al.*, 2012). Além disso, a interação com a geometria da costa também é responsável por desencadear regimes turbulentos que se somam ao processo de mistura da pluma (Chen, 2014).

A ação dos ventos também influencia a estrutura de estratificação da pluma. Quando ventos favoráveis à ressurgência ocorrem, a mistura da pluma é favorecida e o seu espalhamento superficial aumenta. Já quando ventos favoráveis à subsidência ocorrem, o espalhamento da pluma é suprimido, formando um intenso gradiente horizontal ao largo da costa (Pimenta e Kirwan, 2014).

Como as plumas estão diretamente associadas à presença dos rios, a descarga fluvial representa o principal fator dominante sobre a escala e a dinâmica das plumas. Como o ciclo hidrológico e as dimensões da bacia de drenagem continental controlam a magnitude da descarga fluvial, a variabilidade da descarga é responsável pelas oscilações sazonais da escala da pluma. Durante os picos de descarga dos rios, as plumas reduzem a sua mistura com o ambiente marinho, em função da deflexão causada pelo efeito da rotação da Terra, mantendo a integridade e estrutura halina da pluma por longos percursos. Enquanto que em períodos de vazão reduzida, a mistura da pluma se intensifica devido ao fato dos processos de entranhamento com o mar serem favorecidos (Halverson e Pawlowicz, 2008). Portanto, a descarga fluvial representa o principal fator a controlar o alcance da pluma costeira no oceano.

A forma da linha costa, a geometria dos canais fluviais e a extensão da plataforma continental são variáveis que limitam a extensão da pluma. Além da imposição de barreiras físicas, a forma da costa pode acentuar ou dissipar a progressão da maré e afetar assim, a mistura da pluma (Lai *et al.*, 2015). Assim como a profundidade de canais na costa e na plataforma atuam no sentido de direcionar o escoamento da pluma (Lee e Valle-Levinson, 2013). O contraste entre a densidade da pluma e a densidade do ambiente exterior é responsável pelos **movimentos de natureza baroclínica** (Ellison e Turner, 1959). Esses movimentos são mais evidentes quando a ação dos ventos e da maré encontra-se ausente. Tais movimentos atuam ainda na geração de turbulência ao longo da interface entre a pluma e a água do mar (Hetland, 2017).

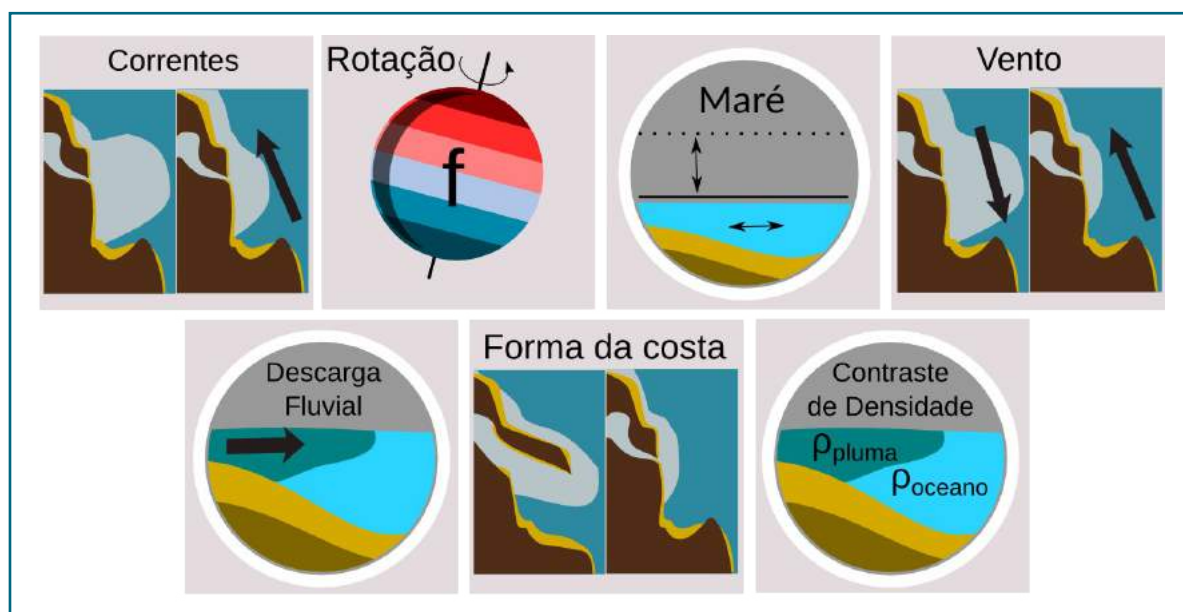


Figura 6. Representação dos sete principais fatores que controlam a circulação das plumas. Esses fatores apresentam diferentes contribuições, em função da escala da pluma costeira. Dessa forma, aqui é ilustrado o seu efeito, quando considerado isoladamente: a) As correntes costeiras quando suficientemente intensas são capazes de influenciar a propagação da pluma, restringindo seu espalhamento; b) A rotação da Terra afeta o sentido de propagação da pluma costeira em função do equilíbrio geostrófico estabelecido; c) As correntes de maré atuam através da mistura vertical induzida pelos ciclos de maré; d) O vento, atuando remota e localmente, induz correntes que podem reduzir ou aumentar a expansão da pluma; e) A descarga fluvial é responsável pela escala vertical e horizontal da pluma; f) A forma da linha de costa pode gerar ressonâncias internas capazes de afetar o espalhamento das plumas; g) O contraste de densidade entre a água da pluma e o ambiente externo é responsável por modular as taxas de mistura, estratificação e entranhamento. Elaboração própria.

Dentro do ambiente de plataforma, os processos listados na Figura 6 representam os principais fatores associados à **dinâmica das plumas de larga escala**, a qual permite entender como as plumas são relevantes para o transporte e circulação de substâncias, tais como nutrientes, poluentes e sedimentos, das zonas costeiras para o mar e oceano exterior. Para as plumas de escalas menores, outros processos ganham relevância e serão discutidos na seção seguinte, sobre a circulação na zona costeira.

4. CORRENTES DE PEQUENA ESCALA NA ZONA COSTEIRA

As zonas costeiras são ambientes de transição entre o mar e o continente, e assim, consequentemente, a zona costeira encontra-se submetida à influência dos processos marinhos e continentais. Adicionalmente, as zonas costeiras são as regiões onde os maiores centros populacionais (maiores cidades do mundo) estão estabelecidos. A partir disso, podemos adicionar a fronteira antrópica ao espaço costeiro, além de reconhecer a atividade humana como o maior agente transformador da zona costeira (Kennish e Paerl, 2010). A confluência desses inúmeros processos sobre o ambiente costeiro resulta em uma grande variabilidade temporal, de forma que em uma única região geográfica da costa podem existir múltiplos ambientes ao longo do tempo. Devido a zona costeira ser um ambiente muito mais restrito, sua circulação é caracterizada por movimentos de pequena escala, contendo padrões de circulação e transporte que correspondem em intervalos de tempo muito mais curtos às forçantes ambientais. Nessa sessão serão abordadas as correntes desenvolvidas pelas ondas, marés e plumas de pequena escala.

4.1 CIRCULAÇÃO INDUZIDA PELA AÇÃO DAS ONDAS

As **ondas** geradas no oceano, ao entrarem no ambiente costeiro, encontram obstáculos representados pela linha de costa e pelo fundo. A partir de um certo limite de profundidade, referido como **profundidade de fechamento**, que é determinado pela razão entre comprimento e altura da onda, a onda sofre com o atrito com o fundo, dissipando energia. Com seu avanço sobre a costa, a onda perde velocidade e comprimento, enquanto ganha altura, até o ponto crítico, gerando **movimentos turbulentos** capazes de ressuspender sedimentos (Woodroffe, 2002). Esses movimentos turbulentos podem variar da ordem de metros até a ordem de milímetros, gerando, desde transporte de volumes consideráveis de sedimentos, até a dissolução de gases capturados pela arrebentação da onda.

A formação de **correntes costeiras** a partir das ondas é um processo controlado pela batimetria do local. Como a velocidade das ondas depende da profundidade, a onda tende a reduzir sua velocidade conforme se propaga para as regiões mais rasas. Isto faz com que as ondas que incidem de forma oblíqua sobre a costa sofram refração até se alinharem com a batimetria. Quando existem promontórios ou um perfil batimétrico irregular, ocorre a convergência ou divergência das ondas (MacMahan *et al.*, 2014). Nos locais de convergência das cristas das ondas, ocorre sobre-elevação do nível da água, enquanto que, nos locais de divergência, o nível da água sofre rebaixamento. Essa oscilação do nível da água é responsável por criar um **gradiente hidráulico**, que gera correntes que fluem dos **pontos de convergência** para os **pontos de divergência**. Essas correntes são longitudinais e apresentam máxima intensidade para ondas que incidem com um ângulo de 45°.

Quando essas correntes longitudinais encontram uma barreira ou um contra fluxo, uma **corrente de retorno** em direção do mar é formada. As correntes de retorno podem atingir velocidades de até 1.0 ms⁻¹, em condições de maré baixa, as quais m ao período em que a arrebentação se encontra mais próxima de bancos de sedimentos submersos (Smith e Largier, 1995). Como as ondas que incidem na costa apresentam diferentes valores de altura e período, a **célula de circulação litorânea** varia frequentemente sua posição e intensidade das correntes. Essas correntes têm capacidade de transportar sedimentos e são responsáveis pelo processo de migração de bancos arenosos submersos (Hoefel e Elgar, 2003). Como o **clima de ondas** se alterna entre o inverno e verão, o perfil de declividade da praia tende a ser mais acentuado durante o inverno e mais suave durante o verão. Portanto, a relação entre a forma da praia e os seus sistemas de correntes apresenta um padrão bastante variável. Por esse motivo, essas regiões apresentam o maior número de casos de afogamentos de banhistas (McCarroll *et al.*, 2014).

Dentro do ambiente costeiro, as ondas podem interagir com as correntes geradas, através do mecanismo de **deriva de Stokes**. O quadro (a) da Figura 7 ilustra a deriva de Stokes. Esse transporte residual ocorre devido à aproximação da onda das águas rasas e à perda de sua conformação orbital em relação ao fundo, gerando processos que iniciam a **arrebentação de ondas**, como o **empolamento das ondas**. Esse transporte residual tende a interagir com o campo de velocidade das correntes causando refração das ondas, o que acaba criando um **processo de interação onda-corrente** (Signell *et al.*, 1990).

O quadro (a) da Figura 7 representa um cenário onde se estabelecem a ação de um típico regime de ondas sobreposto à maré. Já o quadro (b), apresenta um cenário onde o nível máximo de maré e arrebentação das ondas é ultrapassado devido à ação da passagem de uma tempestade. Quando ventos intensos atuam transversalmente à linha de costa, formam-se correntes que acumulam água na costa e se somam às ondas geradas no local. A sobre-elevação do nível do mar, referida como **ressaca** ou **storm surge**, pode gerar **inundações** e causar **erosão praial** (Pugh e Woodworth, 2014). Quando as ondas superam o sistema de dunas, esse evento é referido como **washover**, caracterizado não apenas pela inundação, mas também pelo transporte de sedimentos que acaba se depositando além da praia (Shaw *et al.*, 2015).

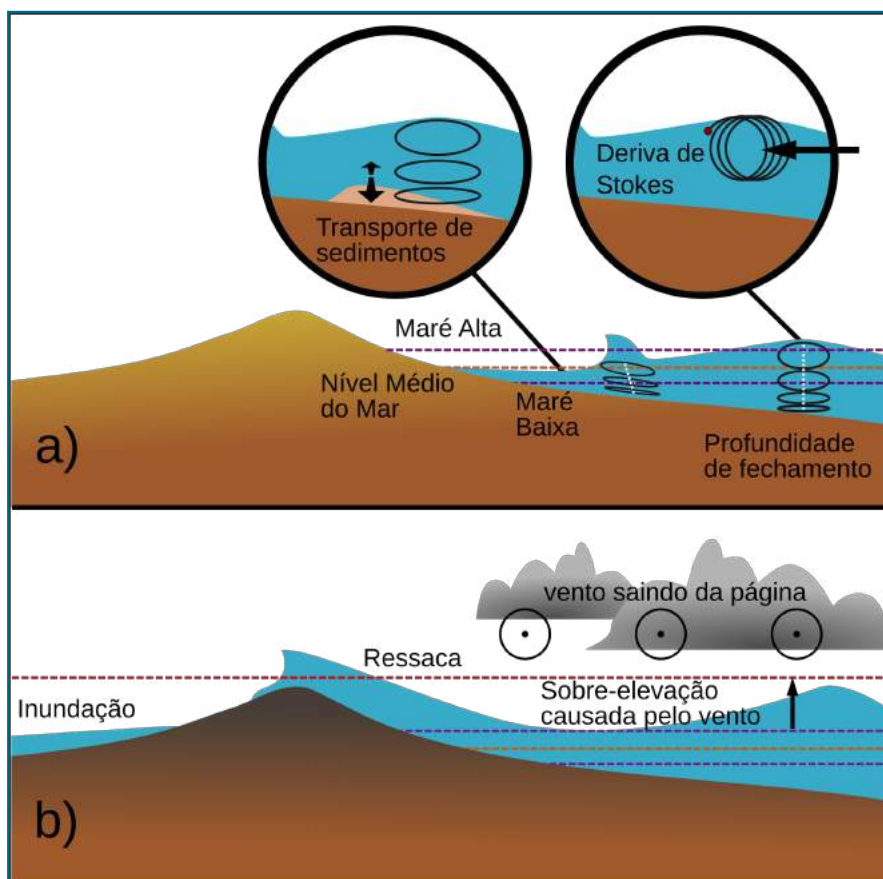


Figura 7. Representação da zona costeira, onde ocorre influência das ondas sobre o fundo, em dois cenários de tempo distintos. O cenário do quadro (a) ilustra a arrebentação das ondas na praia, estando demarcado o limite entre as marés alta e baixa. Um destaque é dado ao revolvimento do substrato, responsável pelo padrão de transporte de sedimento, e a deriva de Stokes, associada à circulação induzida pelas ondas fora da zona de surfe. O cenário (b) ilustra a sobre-elevação do nível do mar em função da ressaca, induzida pelo vento transversal à costa. A ressaca pode causar washover e inundação além da zona de praia. Elaboração própria.

4.2 CORRENTES DE MARÉ

A subida e descida da maré podem induzir **correntes de vazante e enchente** muito intensas na zona costeira, em função do ambiente ser majoritariamente raso. Diferentemente das ondas, os fluxos causados pela maré são predominantemente normais à linha de costa. Consequentemente, os ambientes dominados pela influência da maré apresentam uma linha de costa caracterizada por canais transversais, mantidos pelo constante transporte de sedimento bidirecional, por sua vez, causado pelas correntes de vazante e enchente (Woodroffe, 2002). Os ambientes costeiros apresentam um espectro contínuo em relação ao domínio relativo dos processos de ondas e de maré. Entretanto, amplitudes de maré a partir de 2 m são suficientes para dominar os processos em regiões com regime de ondas com alturas menores que 1,5 m (Anthony e Orford, 2002).

O efeito mais pronunciado das **correntes de maré** ocorre através de desembocaduras de estuários ou lagunas costeiras, quando a maré força a passagem de um volume de água através de uma área limitada. Dessa forma, as correntes mais intensas ocorrem em regiões de desembocadura desses ambientes. O volume de entrada nesses sistemas é denominado **prisma de maré** e possui uma dependência com a altura da maré (Miranda *et al.*, 2002). O prisma de maré determina o tempo necessário para que ocorra a renovação do volume de água do estuário ou laguna. Ele é determinante para a qualidade da água, uma vez que permite controlar a concentração de poluentes ou nutrientes em excesso na região, já que sua intensidade reduz o **tempo de residência** dentro do corpo hídrico (Kennish e Pearl, 2010).

A salinidade é outro parâmetro importante controlado pela maré, uma vez que sua sobreposição sobre o regime fluvial determina o transporte de sal do mar para dentro do canal. Em sistemas estuarinos, em que a descarga dos rios é mais intensa do que as correntes de maré, o processo de mistura entre a água doce e a marinha é muito reduzido (Geyer *et al.*, 2000). Nesse caso, a água marinha mais densa tende a penetrar no estuário a partir do fundo, enquanto que a água doce avança em sentido contrário, por cima da água salgada. Isso cria uma **cunha salina** (Figura 6), caracterizada por um estreito gradiente vertical de salinidade (Fernandes *et al.*, 2005). Ambientes dominados por maré não apresentam uma cunha salina bem definida, uma vez que as correntes de maré promovem a mistura da coluna d'água, suprimindo a estratificação vertical (Miranda *et al.*, 2002).

4.3 PLUMAS DE PEQUENA ESCALA

Diferentemente das plumas de grande escala, as **plumas de pequena escala** são afetadas por um maior número de forçantes, em função da sua menor descarga fluvial. A partir da desembocadura a estrutura de uma pluma costeira será controlada pelo tipo de escoamento, o qual determinará a formação dos diferentes campos da pluma (Horner-Devine *et al.*, 2015). As plumas podem apresentar um **campo próximo**, um **campo médio** (ou **bojo**), e um **campo distante**. Os processos de mistura e entranhamento da pluma com a água costeira ocorrem de forma distinta em cada um desses campos. Essa diferença altera o espalhamento da pluma e os processos de sedimentação associados, assim como pode influenciar as correntes costeiras (Fong e Geyer, 2002).

A excursão de uma pluma de pequena escala na zona costeira se desenrola com uma série de processos, que se iniciam com a formação do seu campo próximo. Essa zona é caracterizada por um **fluxo supercrítico**, o qual causa um intenso espalhamento radial da pluma. Incluindo a ação das ondas e do atrito do vento, o campo próximo é a zona onde ocorre a maior parte do processo de mistura da pluma. Em seguida, ocorre a formação do campo médio, delimitado pela frente da pluma e marcado por uma estratificação restrita à camada superficial (Hetland, 2005).

No campo médio, o efeito do vento é mais relevante, sendo capaz de defletir a propagação da pluma. Nessa zona, a água da pluma tende a recircular em um bojo antes de seu escoamento iniciar a formação de uma corrente costeira de baixa salinidade. O campo distante se forma a partir da corrente costeira, a qual é originada pelo escoamento da pluma. Como essa corrente se estabelece junto à linha de costa, o campo distante sofre uma influência adicional do atrito das ondas com o fundo. Naturalmente, a formação desses campos depende da intensidade da descarga fluvial, das condições de vento e da configuração da costa e de suas correntes (Oey e Mellor, 1993). Assim, existe uma variedade de plumas que podem apresentar apenas um ou dois dos campos citados.

O campo próximo das plumas é a zona onde ocorre a maior parte do processo de sedimentação e decantação do material mais fino. Isso ocorre em função da desaceleração da velocidade da pluma, quando atinge regiões de maior profundidade da zona costeira (Yuan e Horner-Devine, 2013). A corrente costeira associada ao campo distante da pluma, por outro lado, tem a capacidade de transportar frações mais grosseiras por uma distância maior. Dessa forma, o espalhamento no campo próximo da pluma é o que determina a capacidade da pluma de influenciar áreas mais distantes da plataforma interna (Kourafalou *et al.*, 1996). Já o campo distante, limita a influência da pluma numa área mais restrita à linha de costa. Em regiões com mais desembocaduras próximas entre si, as plumas podem se mesclar e intensificar as correntes costeiras, formando uma lente de água costeira de baixa salinidade capaz de se propagar por distâncias ainda maiores (Warrick e Farnsworth, 2017).

A dinâmica das plumas costeiras também pode afetar a dispersão de compostos ou poluentes e de espécies marinhas. A descarga das plumas depende da dimensão da rede de drenagem fluvial, de forma que a água que forma a pluma possui uma composição química associada à sua origem terrígena (Lohrenz *et al.*, 1999). Dessa forma, o espalhamento da pluma na zona costeira amplifica o alcance de compostos terrígenos, o que também pode incluir poluentes. Como a presença da pluma altera os gradientes de salinidade e de nutrientes, sua variabilidade pode promover mudanças no padrão de distribuição de espécies (Moita *et al.*, 2003), promovendo a dispersão de organismos osmorreguladores, por exemplo. Esse efeito pode ser responsável por propiciar condições mais favoráveis às espécies ou por restringir o seu estabelecimento. Por exemplo, a ocorrência de florações tóxicas pode ser menos deletéria ao largo das plumas costeiras, uma vez que o espalhamento da pluma impede que a floração penetre na zona costeira (McKibben *et al.*, 2015).

5. PROCESSOS INTEGRADOS NA ZONA COSTEIRA

As seções anteriores apresentaram os principais aspectos dos processos de circulação e transporte, a partir da escala oceânica até a zona costeira, permitindo-se assim, obter um modelo conceitual sobre a dinâmica e forçantes do ambiente costeiro. Nessa via, é realizada na presente seção, uma breve descrição de fatores relacionados ao movimento do mar, que são relevantes para a problemática da gestão costeira, conforme ilustrado pela Figura 8. As subseções integrantes cobrem conceitos sobre a dispersão de produtos de origem antrópica e sobre os processos morfodinâmicos controlados pelas correntes costeiras.

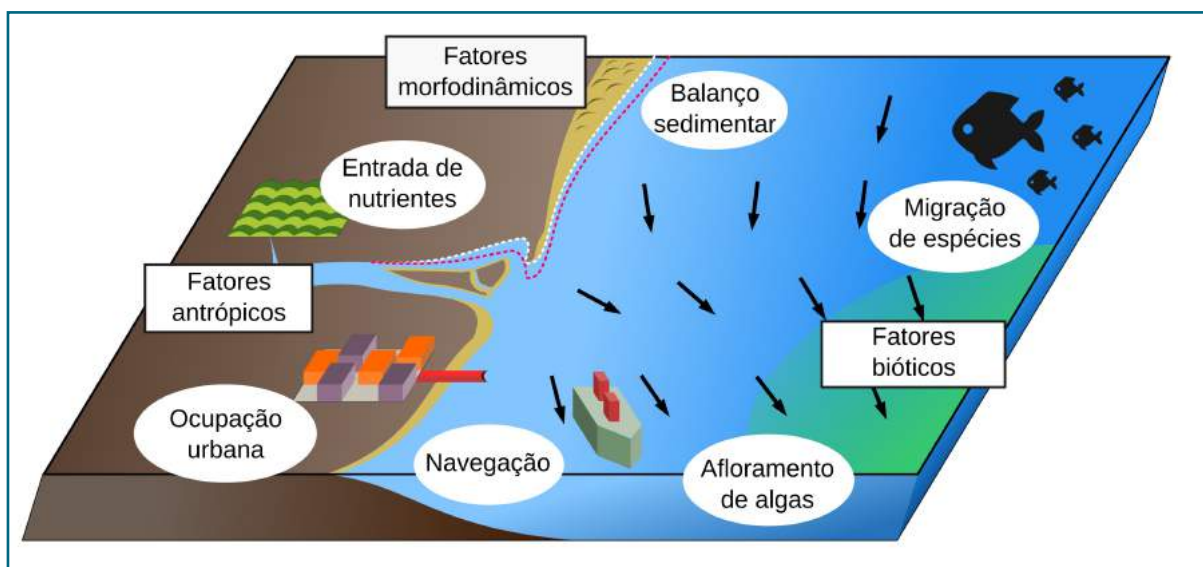


Figura 8. Esquema exibindo diferentes processos da região costeira intimamente relacionados com os padrões de circulação. Elaboração própria.

5.1 O PAPEL DA CIRCULAÇÃO SOBRE O ALCANCE E O IMPACTO DOS POLUENTES

A atividade antrópica no ambiente costeiro pode ocorrer pela transformação da estrutura da paisagem costeira, pela introdução de poluentes ou mesmo por perturbação do ambiente a partir de seu uso como rota de transporte. Esses fatores antrópicos podem exceder um grau de influência nos processos naturais. Dentro desse contexto, as informações derivadas da circulação costeira são mandatórias para se dimensionar a extensão dessas influências e para orientar a sua gestão apropriada.

A introdução de poluentes no ambiente marinho é um dos principais problemas econômicos à ocupação urbana da zona costeira. Isso se deve ao fato de atividades, tais como a agricultura e a indústria, promoverem a introdução crônica ou acidental de diversos tipos de agentes poluidores, especialmente em áreas urbanas. Tais poluentes, podem ser compostos químicos ou mesmo energia, como ruído e calor. Uma vez que esses poluentes se encontram na água do mar, o alcance e o grau do efeito deletério é determinado pelos padrões locais de circulação (Martin e McCutcheon, 2018). Tal efeito pode estar associado ao tempo de reação com o componente biológico ou com o substrato marinho, de forma que conhecer as correntes que promovem a sua estagnação ou a sua dispersão, é determinante para avaliar os impactos que os poluentes causam.

Nesse sentido, as informações relevantes de circulação e transporte são necessariamente ligadas à variabilidade do campo de correntes, dentro da escala de tempo de ação dos poluentes em questão. Por exemplo, quando considerado a introdução de esgoto no mar, será interessante avaliar a zona onde a sua concentração suficientemente decai abaixo do limite aceitável, ou seja, quando seu efeito deletério se torna tolerável perante a legislação ambiental. Em casos de incidentes com óleo, nos planos de contingência, já constam estudos prognósticos obrigatórios sobre a sua trajetória, que devem ter uma precisão em escala horária (Caunhye *et al.*, 2012). No que diz respeito à introdução de nutrientes em excesso, o interesse recai em avaliar a capacidade que uma região possui de receber uma certa quantidade de nutrientes ao longo do tempo. Ficando evidente que um método específico de observação ou de modelagem (física ou numérica) deve ser empregado, conforme a necessidade de cada caso (Lakhan, 2003).

Um método bastante empregado para avaliar o comportamento de possíveis poluentes no ambiente costeiro é estimar o tempo de residência e a conectividade de uma área específica. O **tempo de residência** é a escala de tempo necessária para que a circulação de uma zona renove o seu volume. Existem diversos métodos usados para se estimar o tempo de residência – a partir dos fluxos de entrada e saída na zona considerada; a partir do uso de um traçador químico ou por boias; e a partir de simulações numéricas, que reproduzam as configurações da área e suas forçantes (Monsen *et al.*, 2002). A Figura 9 mostra a representação do espalhamento de um traçador, representado por partículas, lançado em uma região costeira. Conforme as partículas do traçador são transportadas pelas correntes, o tempo de residência seria determinado pelo intervalo entre o seu lançamento e a sua saída do domínio (sem sofrer reentrada). Esse valor pode ser usado para se inferir o impacto de poluentes em potencial, indicando se haveria tendência do seu acúmulo no ambiente ou se seriam rapidamente dispersados (Cucco e Umgieser, 2006).

A **conectividade** avalia os caminhos mais frequentes em que o poluente pode ser transportado entre diferentes localidades, sendo estimada a partir da frequência em que um traçador liberado em um local se desloca para outras regiões (Almany *et al.*, 2009). Esse parâmetro permite identificar os locais mais vulneráveis a serem atingidos por um contaminante. Os quadros (b) e (c) da Figura 9 ilustram como a conectividade é obtida a partir da informação da trajetória de traçadores. As trajetórias são obtidas por um conjunto de partículas lançadas a partir da costa e, dentro de um determinado intervalo de tempo, se registra qual região os traçadores alcançaram. O quadro (c) da Figura 9 mostra a relação entre região de origem (eixo horizontal) e de destino (eixo vertical) associada com a frequência de ocorrência. A diagonal principal possui frequência total, pois diz respeito ao ponto de lançamento do traçador. Enquanto parte das células mostra que certas regiões apresentam maior conectividade (Costa x Plataforma Interna), outras células apresentam valores menores de conectividade (Plataforma Externa x Costa). No exemplo considerado, existe uma maior conectividade entre as áreas próximas da costa, que é associada ao regime predominante de correntes.

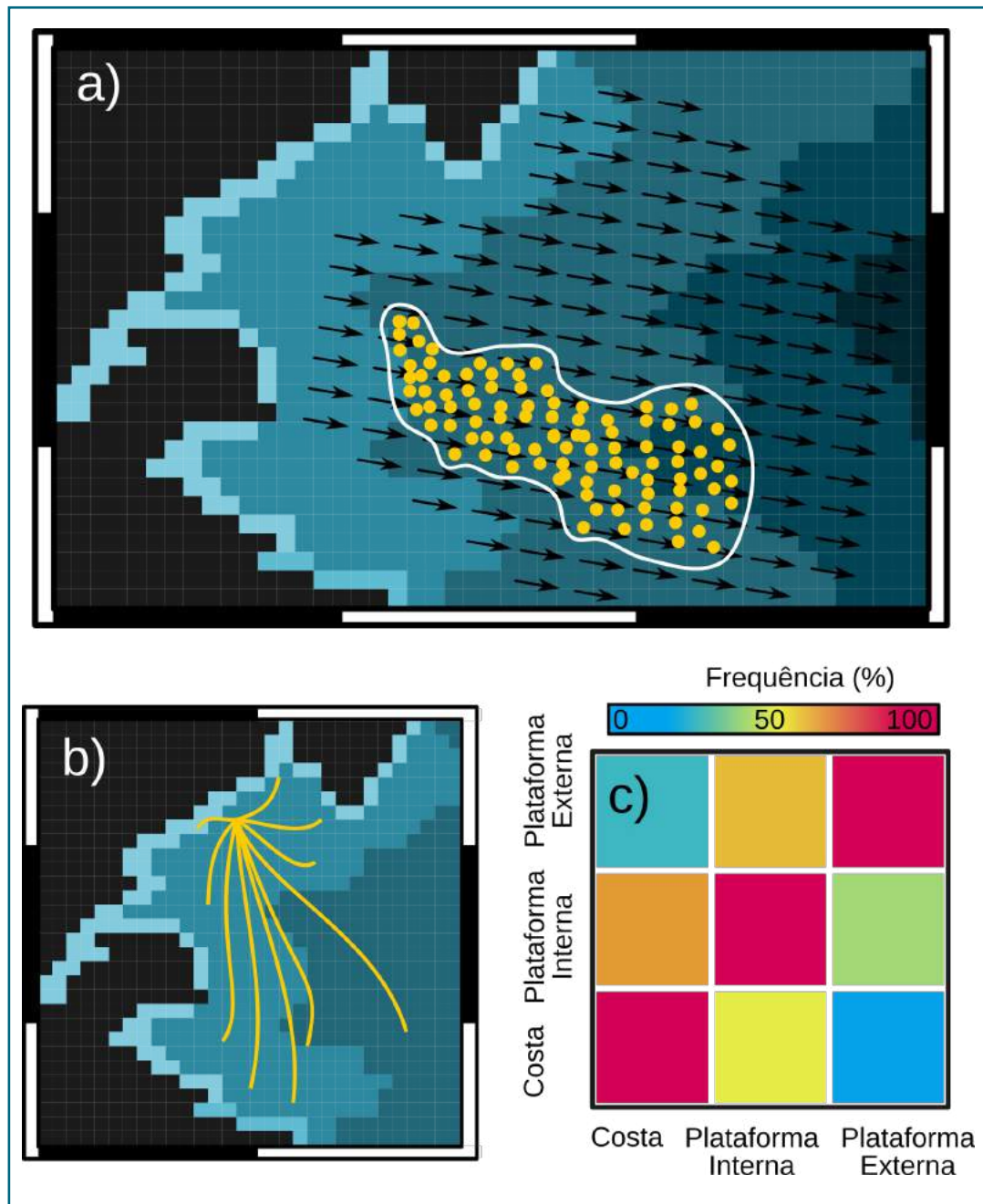


Figura 9. Representação dos padrões de transporte de traçadores genéricos no ambiente marinho: (a) dispersão de traçadores a partir de um campo de velocidades; (b) trajetória dos traçadores para diferentes eventos de lançamento, ilustrando o seu alcance desde da costa até a plataforma externa; (c) diagrama de conectividade, no qual a escala de cor representa a frequência com a qual o traçador atingiu determinado setor a partir de um setor de origem. Elaboração própria.

No âmbito operacional, a previsão das correntes e do nível do mar são usadas no suporte à manobra de navios, no auxílio à salvaguarda e na gestão de obras costeiras. Como o comportamento do mar é muito inconstante, o interesse recai sobre o controle da segurança contra acidentes com embarcações, afogamentos e manutenção de estruturas costeiras (Pelling e Blackburn, 2014). De forma que todas as escalas dos processos marinhos se tornam relevantes, uma vez que as análises podem considerar eventos de curto prazo, como ressacas, ou mesmo eventos de longo prazo, como a tendência de elevação do nível do mar. Isso acaba tornando a gestão das atividades costeiras e marinhas um desafio, por envolver um extenso grupo de iniciativas e campos de atuação.

5.2 PROBLEMÁTICAS RELACIONADAS À MORFODINÂMICA COSTEIRA

As regiões costeiras podem apresentar uma forma cuja estrutura varia desde grandes sistemas de ilhas barreiras até a microescala dos sedimentos. A morfodinâmica costeira abrange os processos de transformação da costa, especificamente na linha de costa e na batimetria, que são associados com processos hidrodinâmicos. Dessa forma, os processos de circulação discutidos anteriormente atuam sobre diferentes escalas espaciais e temporais nos ambientes costeiros (Woodroffe, 2002). As correntes geradas pelas ondas são responsáveis pelos processos de menor escala, como as mudanças no perfil praias ao longo do ano ou mesmo em eventos de erosão abrupta. No outro extremo, a variação do nível relativo do mar é responsável pela mudança em grande escala da zona costeira, como em processos de formação de estuários ou mesmo de deltas fluviais (Carter e Woodroffe, 1997). O conhecimento desses processos é muito importante, uma vez que a avaliação das ocupações urbanas em regiões costeiras deve contemplar tanto o enfrentamento dos problemas no presente, como ainda, estimar os problemas relacionados com as mudanças futuras (Nicholls e Cazenave, 2010).

Um dos principais problemas morfodinâmicos se deve ao aumento das taxas de erosão costeira, que ocorre quando os processos de acreção de sedimento são superados pelos processos de remoção. A erosão em termos globais atualmente é estimada em torno de 14.050 km² para as últimas três décadas, com sua causa atribuída à combinação de interferência humana e processos naturais (Mentaschi *et al.*, 2017). A principal interferência antrópica é devido à construção de grandes barragens em rios de grande vazão, uma vez que as barragens reduzem drasticamente o aporte de sedimento terrígeno nas praias. Esse efeito ainda é amplificado pela degradação da vegetação costeira, o que remove as defesas naturais da costa contra a erosão das ondas (Syvitski *et al.*, 2005). As causas naturais encontram-se ligadas a eventos de intensificação de ação das ondas e de frequência de tempestades. Eventos climáticos de grande escala, como o El Niño Oscilação Sul, tendem a gerar mudanças no clima, que ocasionam extremos climáticos, agravando a erosão costeira (Mentaschi *et al.*, *ibid.*). O processo de erosão ainda pode ser aumentado pela subida do nível relativo do mar, como em regiões que sofrem subsidência por processos naturais ou por extração de água subterrânea (Marfai e King, 2007).

Uma medida usualmente adotada para combater a erosão é a **engorda de praia**, que consiste em adicionar areia em praias que sofreram perdas de sua faixa, pela ação erosiva das ondas. Entretanto, essa medida possui uma ação limitada, uma vez que o processo de erosão continua atuando sobre a costa, tornando necessárias múltiplas obras para que a área de praia se mantenha recuperada (Campbell e Benedet, 2004). Em regiões portuárias localizadas em estuários e lagunas, existe a preocupação de se estabilizar a desembocadura para melhorar a navegabilidade, o que motiva a instalação de molhes e a realização de obras costeiras diversas. Os **molhes** como estruturas fixas que se estendem da costa em direção ao mar, tendem a alterar o transporte de sedimentos. Isso ocorre, pelo fato do molhe restringir o transporte de sedimento longitudinal, causado pelas ondas, de forma que usualmente, um dos molhes apresenta erosão da faixa de praia adjacente, enquanto o outro, apresenta acreção (Selvester e Hsu, 1997). Outras estruturas de proteção são o **quebra-mar**, usado para proteção da costa da incidência das ondas, e o **espigão**, que pode ser usado em conjunto para impedir a saída de sedimento de uma determinada área. Uma estratégia alternativa à ação erosiva das ondas é a construção de um obstáculo submerso (**recife artificial**), com o intuito de causar a arrebentação das ondas antes de atingirem a faixa de praia (Hughes, 1993). Outra, é a revitalização da vegetação costeira e do cordão de dunas litorâneo, permitindo o restabelecimento do equilíbrio natural sedimentar da praia.

Intervenções em canais naturais, com o intuito de facilitar o acesso de embarcações, tendem a resultar em impactos sobre as regiões costeiras. Isso ocorre pelo fato do perfil da costa se encontrar em equilíbrio dinâmico resultante dos processos de transporte de sedimentos (Woodroffe, 2002). Pequenas alterações podem evoluir com o tempo. Por exemplo, a abertura de canais em regiões estuárias pode desencadear processo de erosão, alterando drasticamente a antiga morfologia do canal (Mahiques *et al.*, 2009).

Outro exemplo, as obras de dragagem – operações de remoção de sedimentos, que visam ao aprofundamento ou alargamento de canais, para viabilizar o trânsito de embarcações; tendem a causar impactos, ao gerar detritos que se depositam sobre organismos do fundo, além de potencialmente revolver compostos tóxicos acumulados no fundo (Bemvenuti *et al.*, 2005). As alterações no interior de estuários e lagunas também podem gerar impactos na costa, uma vez que as obras de dragagem tendem a alterar o regime de fluxo do canal e intensificar a erosão do fundo (Calliari *et al.*, 2001). Esses processos promovem problemas relacionados à qualidade da água das praias adjacentes e podem influenciar na estabilidade da linha de costa.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse capítulo apresentou os principais padrões de circulação oceânica e costeira, assim como seus mecanismos de interação. A divisão dos processos que atuam no oceano exterior, no ambiente de plataforma continental e na zona costeira foi estabelecida, correlacionando a hierarquia de como os processos de grande escala afetam os processos que ocorrem em escalas menores. O corpo de referências desse capítulo não representa o estado da arte, mas reflete os princípios práticos de aplicação do conhecimento da circulação e do transporte das correntes marinhas na gestão costeira.

Dentro da zona costeira, onde se concentram a maioria dos conflitos de interesse envolvidos na gestão e manejo das áreas costeiras e marinhas adjacentes, o comportamento da circulação é o resultado de processos locais e remotos, cuja avaliação deve incluir os fatores antrópicos. Além disso, para se entender os fatores responsáveis por estruturar a estreita faixa litorânea, é necessário avaliar os processos que ocorrem ao longo da plataforma continental e do oceano exterior. Possibilita-se, dessa maneira, a antecipação das causas e do agravamento de mudanças naturais ou intervenções antrópicas. Como, por exemplo, as mudanças no nível do mar, as inundações causadas por tempestades ou a trajetória de poluentes em regiões de importância ambiental ou comercial.

O entendimento desses processos está diretamente relacionado com o estado de desenvolvimento tecnológico, ilustrado por plataformas de observação remota ou a capacidade de geoprocessamento. Há ainda, a necessidade de se estabelecer relações entre o desenvolvimento tecnológico e a prática de gestão da zona costeira. Nesse sentido, trabalhos futuros devem incluir uma revisão dos avanços tecnológicos e sua relação com o entendimento de processos ambientais, no âmbito da gestão costeira.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHA, E.M.; MIANZAN, H.W.; GUERRERO, R.A.; FAVERO, M.; BAVA, J. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. *Journal of Marine systems*, v. 44, n. 1-2, p. 83-105. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.09.005>>. Acesso em fev. 2020.

ALAMANY, G.R.; CONNOLLY, S.R.; HEATH, D.D.; HOGAN, J.D.; JONES, G.P.; McCOOK, L.J.; MILLS, M.; PRESSEY, R.L.; WILLIAMSON, D.H. Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs*, v. 28, n. 2, 2009, p. 339-351. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Morena_Mills/publication/225393204_Connectivity_biodiversity_conservation_and_the_design_of_marine_reserve_networks_for_coral_reefs/links/0c96051fa7d4428f73000000/Connectivity-biodiversity-conservation-and-the-design-of-marine-reserve-networks-for-coral-reefs.pdf>. Acesso em fev. 2020.

ANTHONY, E.J.; OXFORD, J.D. Between wave-and tide-dominated coasts: the middle ground revisited. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 36, 2002, p. 8-16. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Julian_Orford/publication/284041830_Between_Wave- and Tide-Dominated Coasts the Middle Ground Revisited/links/57833e3d08ae5f367d3b6b7e/Between-Wave-and-Tide-Dominated-Coasts-the-Middle-Ground-Revisited.pdf>. Acesso em fev. 2020.

BELKIN, I.M.; CORNILLON, P.C.; SHERMAN, K. Fronts in large marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, v. 81, n. 1-4, 2009, p. 223-236. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.04.015>>. Acesso em fev. 2020.

BEMVENUTI, C.E.; ANGONESI, L.G.; GANDRA, M.S. Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbor in the Patos Lagoon estuarine region of southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 4, 2005, p. 573-581. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000400003>>. Acesso em fev. 2020.

BRINK, K.H. Cross-shelf exchange. Annual review of marine science, v. 8, 2016, p. 59-78. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015717>>. Acesso em fev. 2020.

BROWN, E. Waves, tides and shallow-water processes. Vol. 4. Elsevier, 1999. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-036372-1.X5000-4>>. Acesso em fev. 2020.

CALADO, L.; SILVEIRA, I.C.A. da; GANGOPADHYAY, A.; CASTRO, B.M. de. Eddy-induced upwelling off Cape São Tomé (22° S, Brazil). Continental Shelf Research, v. 30, n. 10-11, 2010, p. 1181-1188. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Avijit_Gangopadhyay/publication/223408284_Eddy-induced_upwelling_off_Cape_Sao_Tome_22S_Brazil/links/59f13469aca272cdc7ce09df/Eddy-induced-upwelling-off-Cape-Sao-Tome-22S-Brazil.pdf>. Acesso em fev. 2020.

CALLIARI, L.J.; SPERANSKI, N.S.; TORRONTEGUY, M.; OLIVEIRA, M.B. The mud banks of Cassino Beach, southern Brazil: characteristics, processes and effects. Journal of Coastal Research, Special Issue 34, 2001, p. 318-325. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/25736298?seq=1>>. Acesso em fev. 2020.

CAMPBELL, T.J.; BENEDET, L. Beach nourishment magnitudes and trends in the US. Journal of Coastal Research, Special Issue 39, 2004, p. 57-64. Disponível em: <http://www.cerf-jcr.org/images/stories/09_tom.pdf>. Acesso em fev. 2020.

CARTER, R.W.G.; WOODROFFE, C.D. (Ed.). Coastal evolution: Late Quaternary shoreline morphodynamics. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 1997.

CASTRO, B.M.; LEE, T.N. Wind-forced sea level variability on the southeast Brazilian shelf. Journal of Geophysical Research: Oceans, v. 100, n. C8, 1995, p. 16045-16056. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/95JC01499>>. Acesso em fev. 2020.

CAUNHYE, A.M.; NIE, X.; POKHAREL, S. Optimization models in emergency logistics: A literature review. Socio-economic planning sciences, v. 46, n. 1, 2012, p. 4-13. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seps.2011.04.004>>. Acesso em fev. 2020.

CHEN, S.N. Enhancement of alongshore freshwater transport in surface-advected river plumes by tides. Journal of Physical Oceanography, v. 44, n. 11, 2014, p. 2951-2971. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-14-0008.1>>. Acesso em fev. 2020.

COLE, K.L.; HETLAND, R.D. The effects of rotation and river discharge on net mixing in small-mouth kelvin number plumes. Journal of Physical Oceanography, v. 46, n. 5, 2016, p. 1421-1436. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-13-0271.1>>. Acesso em fev. 2020.

CSANADY, G.T. Circulation in the coastal ocean. Advances in geophysics, v. 23, 1981, p. 101-183. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0065-2687\(08\)60331-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2687(08)60331-3)>. Acesso em fev. 2020.

CUCCO, A.; UMGIESSER, G. Modeling the Venice Lagoon residence time. Ecological modelling, v. 193, n. 1-2, 2006, p. 34-51. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.07.043>>. Acesso em fev. 2020.

CUSHMAN-ROISIN, B.; BECKERS, J.M. Introduction to geophysical fluid dynamics: physical and numerical aspects. v. 101. 2a. ed. Cambridge: Academic press, 2011. 875p. Disponível em: <<https://www.elsevier.com/books/introduction-to-geophysical-fluid-dynamics/cushman-roisin/978-0-12-088759-0>>. Acesso em fev. 2020.

EGBERT, G.D.; EROFEEVA, S.Y. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. Journal of Atmospheric and Oceanic Technology, v. 19, n. 2, 2002, p. 183-204. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2002\)019%3C0183:EIMOBO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2002)019%3C0183:EIMOBO%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.

ELLISON, T.H.; TURNER, J.S. Turbulent entrainment in stratified flows. Journal of Fluid Mechanics, v. 6, n. 3, 1959, p. 423-448. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0022112059000738>>. Acesso em fev. 2020.

FERNANDES, E.H.L.; DYER, K.R.; MOLLER, O.O. Spatial gradients in the flow of southern Patos Lagoon. Journal of Coastal Research, v. 21, n. 4, 2005, p. 759-769. Disponível em: <<http://repositorio.furg.br/handle/1/2863>>. Acesso em fev. 2020.

FONG, D.A.; GEYER, W.R. The alongshore transport of freshwater in a surface-trapped river plume. Journal of Physical Oceanography, v. 32, n. 3, 2002, p. 957-972. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(2002\)032%3C0957:TATOF1%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(2002)032%3C0957:TATOF1%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.

GANGOPADHYAY, A.; ROBINSON, A.R. Feature-oriented regional modeling of oceanic fronts. Dynamics of Atmospheres and Oceans, v. 36, n. 1-3, 2002, p. 201-232. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Avijit_Gangopadhyay/publication/222530138_Feature-oriented_regional_modeling_of_oceanic_fronts/links/59f13468458515bfd07fba55/Feature-oriented-regional-modeling-of-oceanic-fronts.pdf>. Acesso em fev. 2020.

GARRISON, T. S. Oceanography: an invitation to marine science. Cengage Learning, 2012.

GARVINE, R. W. Penetration of buoyant coastal discharge onto the continental shelf: A numerical model experiment. *Journal of Physical Oceanography*, v. 29, n. 8, 1999, p. 1892-1909. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1999\)029%3C1892:POBCDO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1999)029%3C1892:POBCDO%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.

GEYER, W.R.; TROWBRIDGE, J.H.; BOWEN, M.M. The dynamics of a partially mixed estuary. *Journal of Physical Oceanography*, v. 30, n. 8, 2000, p. 2035-2048. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(2000\)030%3C2035:TDOAPM%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(2000)030%3C2035:TDOAPM%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.

HALVERSON, M.J.; PAWLOWICZ, R. Estuarine forcing of a river plume by river flow and tides. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 113, C09033, 2008. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/f0e9/b33ae03d581e38f68f098f8f2c8d96a1244e.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

HETLAND, R.D. Relating river plume structure to vertical mixing. *Journal of Physical Oceanography*, v. 35, n. 9, 2005, p. 1667-1688. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO2774.1>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Suppression of baroclinic instabilities in buoyancy-driven flow over sloping bathymetry. *Journal of Physical Oceanography*, v. 47, n. 1, 2017, p. 49-68. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-15-0240.1>>. Acesso em fev. 2020.

HICKEY, B.M.S.L.; GEIER, S.; KACHEL, N.; MacFAYDEN, A. A bi-directional river plume: The Columbia in summer. *Continental Shelf Research*, v. 25, n. 14, 2005, p. 1631-1656. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.04.010>>. Acesso em fev. 2020.

HOEFEL, F.; ELGAR, S. Wave-induced sediment transport and sandbar migration. *Science*, v. 299, n. 5614, 2003, p. 1885-1887. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/299/5614/1885>>. Acesso em 2020.

HOLTHUIJSEN, L. H. Waves in oceanic and coastal waters. Cambridge university press, 2010. Disponível em: <http://www.sisal.unam.mx/labeco/LAB_ECOLOGIA/OF_files/82571738-Waves-in-Oceanic-and-Coastal-Waters.pdf>. Acesso em fev. 2020.

HORNER-DEVINE, A.R.; HETLAND, R.D.; MacDONALD, D.G. Mixing and transport in coastal river plumes. *Annual Review of Fluid Mechanics*, v. 47, 2015, p. 569-594. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-010313-141408>>. Acesso em 2020.

HOUZE Jr., R.A.; CHEN, S.S.; LEE, W.C.; ROGERS, R.F.; MOORE, J.A.; STOSSMEISTER, G.J.; BELL, M.M.; CETRONE, J.; ZHAO, W.; BRODZIK, S.R. The hurricane rainband and intensity change experiment: Observations and modeling of Hurricanes Katrina, Ophelia, and Rita. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 87, n. 11, 2006, p. 1503-1522. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Robert_Rogers8/publication/259782428_The_Hurricane_Rainband_and_Intensity_Change_Experiment_Observations_and_Modeling_of_Hurricanes_Katrina_Ophelia_and_Rita/links/0f31752ea6786d9cc200000/The-Hurricane-Rainband-and-Intensity-Change-Experiment-Observations-and-Modeling-of-Hurricanes-Katrina-Ophelia-and-Rita.pdf>. Acesso em fev. 2020.

HUGHES, S.A. Physical models and laboratory techniques in coastal engineering. v. 7. World Scientific, 1993. 588p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1142/2154>>. Acesso em fev. 2020.

IRISH, J.L.; RESIO, D.T.; RATCLIFF, J.J. The influence of storm size on hurricane surge. *Journal of Physical Oceanography*, v. 38, n. 9, 2008, p. 2003-2013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jay_Ratcliff/publication/240687860_The_Influence_of_Storm_Size_on_Hurricane_Surge/links/0c96053483dacedfc500000/The-Influence-of-Storm-Size-on-Hurricane-Surge.pdf>. Acesso em fev. 2020.

IZETT, J.G.; FENNEL, K. Estimating the Cross-Shelf Export of Riverine Materials: Part 2. Estimates of Global Freshwater and Nutrient Export. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 32, n. 2, 2018, p. 176-186. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Katja_Fennel/publication/321930443_Estimating_the_Cross-Shelf_Export_of_Riverine_Materials_Part_2_Estimates_of_Global_Freshwater_and_Nutrient_Export/links/5bf81165299bf1a0202dcbcc/Estimating-the-Cross-Shelf-Export-of-Riverine-Materials-Part-2-Estimates-of-Global-Freshwater-and-Nutrient-Export.pdf>. Acesso em fev. 2020.

KAMPEN, N.G. van. Stochastic processes in physics and chemistry. v. 1. Elsevier, 1992.

KENNISH, M.J.; PAERL, H.W. Coastal lagoons: critical habitats of environmental change. CRC Press, 2010.

KIRINUS, E.D.P.; MARQUES, W.C.; COSTA, J.C.D.; FERNANDES, E.H.L. The contribution of waves in mixing processes of the Patos Lagoon plume. *International Journal of Geosciences*, v. 3, n. 5, 2012, p. 1019-1026. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/258653066_The_Contribution_of_Waves_in_Mixing_Processes_of_the_Patos_Lagoon_Plume/fulltext/5ad0fd93458515c60f4fd422/The-Contribution-of-Waves-in-Mixing-Processes-of-the-Patos-Lagoon-Plume.pdf>. Acesso em fev. 2020.

- KOURAFALOU, V.H.; OEY, L.Y.; WANG, J.D.; LEE, T.N. The fate of river discharge on the continental shelf: 1. Modeling the river plume and the inner shelf coastal current. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 101, n. C2, 1996, p. 3415-3434. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/95JC03024>>. Acesso em fev. 2020.
- LAI, Z.; MA, R.; GAO, G.; CHEN, C.; BEARDSLEY, R. C. Impact of multichannel river network on the plume dynamics in the Pearl River estuary. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 120, n. 8, 2015, p. 5766-5789. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2014JC010490>>. Acesso em fev. 2020.
- LAKHAN, V.C. (Ed.). *Advances in coastal modeling*. v. 67. 1a. ed. Elsevier, 2003. 614p.
- LEE, J.; VALLE-LEVINSON, A. Bathymetric effects on estuarine plume dynamics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 118, n. 4, 2013, p. 1969-1981. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/jgrc.20119>>. Acesso em fev. 2020.
- LOHMANN, R.; BELKIN, I.M. Organic pollutants and ocean fronts across the Atlantic Ocean: a review. *Progress in Oceanography*, v. 128, 2014, p. 172-184. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.08.013>>. Acesso em fev. 2020.
- LOHRENZ, S.E.; FAHNENSTIEL, G.L.; REDALJE, D.G.; LANG, G.A.; DAGG, M. J.; WHITLEDGE, T.E.; DORTCH, Q. Nutrients, irradiance, and mixing as factors regulating primary production in coastal waters impacted by the Mississippi River plume. *Continental Shelf Research*, v. 19, n. 9, 1999, p. 1113-1141. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(99\)00012-6](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(99)00012-6)>. Acesso em fev. 2020.
- LUYTEN, J.R.; PEDLOSKY, J.; STOMMEL, H. The ventilated thermocline. *Journal of Physical Oceanography*, v. 13, n. 2, 1983, p. 292-309. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1983\)013%3C0292:TVT%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1983)013%3C0292:TVT%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- MacMAHAN, J.H.; THORNTON, E.B.; RENIERS, A.J. Rip current review. *Coastal Engineering*, v. 53, n. 2-3, 2006, p. 191-208. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.10.009>>. Acesso em fev. 2020.
- MAHIQUES, M.M.D.; BURONE, L.; FIGUEIRA, R.C.L.; LAVENÉRE-WANDERLEY, A.A.D.O.; CAPELLARI, B.; ROGACHESKI, C.E.; BARROSO, C.P.; SANTOS, L.A.S. dos; CORDERO, L.M.; CUSSIOLI, M.C. Anthropogenic influences in a lagoonal environment: a multiproxy approach at the Valo Grande mouth, Cananéia-Iguape system (SE Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 57, n. 4, 2009, p. 325-337. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1679-87592009000400007>>. Acesso em fev. 2020.
- MARFAI, M.A.; KING, L. Monitoring land subsidence in Semarang, Indonesia. *Environ. Geol.*, v. 53, 2007, p. 651-659. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Muh_Aris_Marfai/publication/226916475_Monitoring_land_subsidence_in_Semarang_Indonesia/links/5c779c26a6fdcc4715a1ba86/Monitoring-land-subsidence-in-Semarang-Indonesia.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- MARTIN, J.L.; McCUTCHEON, S.C. Hydrodynamics and transport for water quality modeling. CRC press, 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Steven_Mccutcheon/publication/282649760_Hydrodynamics_and_Transport_for_Water_Quality_Modeling/links/5bc5c29ba6fdcc03c78907ff/Hydrodynamics-and-Transport-for-Water-Quality-Modeling.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- MATANO, R.P.; COMBES, V.; PIOLA, A.R.; GUERRERO, R.; PALMA, E.D.; STRUB, P.T.; SARACENO, M. The salinity signature of the cross-shelf exchanges in the Southwestern Atlantic Ocean: Numerical simulations. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 119, n. 11, 2014, p. 7949-7968. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Alberto_Piola/publication/267048627_The_salinity_signature_of_the_cross-shelf_exchanges_in_the_Southwestern_Atlantic_Ocean_Numerical_simulations/links/546f2fe50cf2d67fc030dba2/The-salinity-signature-of-the-cross-shelf-exchanges-in-the-Southwestern-Atlantic-Ocean-Numerical-simulations.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- McCARROLL, R.J.; BRANDER, R.W.; MacMAHAN, J.H.; TURNER, I.L.; RENIERS, A.J.; BROWN, J.A.; BRADSTREET, A.; SHERKER, S. Evaluation of swimmer-based rip current escape strategies. *Natural Hazards*, v. 71, n. 3, 2014, p. 1821-1846. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Shaua_Sherker/publication/260529917_Evaluation_of_swimmer-based_rip_current_escape_strategies/links/544717c30cf22b3c14e0bdeb/Evaluation-of-swimmer-based-rip-current-escape-strategies.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- McKIBBEN, S.M.; WATKINS-BRANDT, K.S.; WOOD, A.M.; HUNTER, M.; FORSTER, Z.; HOPKINS, A.; DU, X.; EBERHART, B.-T.; PETERSON, W.T.; WHITE, A.E. Monitoring Oregon Coastal Harmful Algae: Observations and implications of a harmful algal bloom-monitoring project. *Harmful Algae*, v. 50, 2015, p. 32-44. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/S_Mckibben/publication/284179434_Monitoring_Oregon_Coastal_Harmful_Algae_Observations_and_implications_of_a_harmful_algal_bloom-monitoring_project/links/564e4c3908ae1ef9296c7ff8/Monitoring-Oregon-Coastal-Harmful-Algae-Observations-and-implications-of-a-harmful-algal-bloom-monitoring-project.pdf>. Acesso em fev. 2020.

- McWILLIAMS, J.C. The nature and consequences of oceanic eddies. In: Ocean modeling in an eddying regime. Geophysical Monograph Series, v. 177, 2008, p. 5-15. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/177GM03>>. Acesso em fev. 2020.
- MENTASCHI, L.; VOUSDOUKAS, M.I.; VOUKOUVALAS, E.; DOSIO, A.; FEYEN, L. Global changes of extreme coastal wave energy fluxes triggered by intensified teleconnection patterns. Geophysical Research Letters, v. 44, n. 5, 2017, p. 2416-2426. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2016GL072488>>. Acesso em fev. 2020.
- MIRANDA, L.B.D.; CASTRO FILHO, B.M.D.; KJERFVE, B. Princípios de oceanografia física de estuários. São Paulo: EdUSP, 2002. 432p.
- MOITA, M.T.; OLIVEIRA, P.B.; MENDES, J.C.; PALMA, A.S. Distribution of chlorophyll a and Gymnodinium catenatum associated with coastal upwelling plumes off central Portugal. Acta Oecologica, v. 24, Sup. 1, 2003, p. S125-S132. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00011-0](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00011-0)>. Acesso em fev. 2020.
- MONSEN, N.E.; CLOERN, J.E.; LUCAS, L.V.; MONISMITH, S.G. A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. Limnology and oceanography, v. 47, n. 5, 2002, p. 1545-1553. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/James_Cloern/publication/250392823_A_comment_on_the_use_of_flushing_time_residence_time_and_Age_as_transport_time_scales/links/5abe57140f7e9bfc045998ee/A-comment-on-the-use-of-flushing-time-residence-time-and-Age-as-transport-time-scales.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- NICHOLLS, R.J.; CAZENAVE, A. Sea-level rise and its impact on coastal zones. Science, v. 328, n. 5985, 2010, p. 1517-1520. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Anny_Cazenave2/publication/44683423_Sea-Level_Rise_and_Its_Impact_on_Coastal_Zones/links/5a52432f0f7e9bbc10549701/Sea-Level-Rise-and-Its-Impact-on-Coastal-Zones.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- O'BRIEN, J.J.; HURLBURT, H.E. A numerical model of coastal upwelling. Journal of Physical Oceanography, v. 2, n. 1, 1972, p. 14-26. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1972\)002%3C0014:AN-MOCU%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1972)002%3C0014:AN-MOCU%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- OEY, L.Y.; MELLOR, G.L. Subtidal variability of estuarine outflow, plume, and coastal current: A model study. Journal of Physical Oceanography, v. 23, n. 1, 1993, p. 164-171. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1993\)023%3C0164:SVOEOP%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1993)023%3C0164:SVOEOP%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- OLIVIERI, R.A.; CHAVEZ, F.P. A model of plankton dynamics for the coastal upwelling system of Monterey Bay, California. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, v. 47, n. 5-6, 2000, p. 1077-1106. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(99\)00137-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(99)00137-X)>. Acesso em fev. 2020.
- PELLING, M.; BLACKBURN, S. (Eds.). Megacities and the coast: risk, resilience and transformation. Routledge, 2014. 248p.
- PETERSON, R.G.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. Progress in oceanography, v. 26, n. 1, 1991, p. 1-73. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0079-6611\(91\)90006-8](https://doi.org/10.1016/0079-6611(91)90006-8)>. Acesso em fev. 2020.
- PIMENTA, F.M.; KIRWAN Jr., A.D. The response of large outflows to wind forcing. Continental Shelf Research, v. 89, 2014, p. 24-37. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.11.006>>. Acesso em fev. 2020.
- POLLARD, R.T.; REGIER, L.A. Vorticity and vertical circulation at an ocean front. Journal of Physical Oceanography, v. 22, n. 6, 1992, p. 609-625. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Raymond_Pollard/publication/249614295_Vorticity_and_Vertical_Circulation_at_an_Ocean_Front/links/5654896108aefe619b19f1d8/Vorticity-and-Vertical-Circulation-at-an-Ocean-Front.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- PUGH, D.; WOODWORTH, P. Sea-level science: understanding tides, surges, tsunamis and mean sea-level changes. Cambridge University Press, 2014.
- SCHILLER, R.V.; KOURAFALOU, V.H.; HOGAN, P.; WALKER, N.D. The dynamics of the Mississippi River plume: Impact of topography, wind and offshore forcing on the fate of plume waters. Journal of Geophysical Research: Oceans, v. 116, n. C06029, 2011. 22p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Villy_Kourafalou/publication/237998417_The_dynamics_of_the_Mississippi_River_plume_Impact_of_topography_wind_and_offshore_forcing_on_the_fate_of_plume_waters/links/0046352d44152f1df3000000/The-dynamics-of-the-Mississippi-River-plume-Impact-of-topography-wind-and-offshore-forcing-on-the-fate-of-plume-waters.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- SCHNEIDER, D.C. Seabirds and fronts: a brief overview. Polar research, v. 8, n. 1, 1990, p. 17-21. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/David_Schneider13/publication/312364744_Seabirds_and_fronts_a_brief_overview/links/58a3d95792851ce3473d6b6e/Seabirds-and-fronts-a-brief-overview.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SEELIGER, U.; KJERFVE, B. (Eds.). Coastal marine ecosystems of Latin America. v. 144. Springer, 2013.

SHARPLES, J.; MIDDELBURG, J.J.; FENNEL, K.; JICKELLS, T.D. What proportion of riverine nutrients reaches the open ocean? *Global Biogeochemical Cycles*, v. 31, n. 1, 2017, p. 39-58. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jack_Middelburg/publication/311553557/What_proportion_of_riverine_nutrients_reaches_the_open_ocean/Riverine_Nutrients_Reaching_the_Ocean/links/5878879708ae8fce493146ea/What-proportion-of-riverine-nutrients-reaches-the-open-ocean-Riverine-Nutrients-Reaching-the-Ocean.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SHAW, J.; YOU, Y.; MOHRING, D.; KOCUREK, G. Tracking hurricane-generated storm surge with washover fan stratigraphy. *Geology*, v. 43, n. 2, 2015, p. 127-130. Disponível em: <<https://doi.org/10.1130/G36460.1>>. Acesso em fev. 2020.

SIGNELL, R.P.; BEARDSLEY, R.C.; GRABER, H.C.; CAPOTONDI, A. Effect of wave-current interaction on wind-driven circulation in narrow, shallow embayments. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 95, n. C6, 1990, p. 9671-9678. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/JC095iC06p09671>>. Acesso em fev. 2020.

SILVESTER, R.; HSU, J.R. Coastal stabilization. v. 14. Singapore: World Scientific, 1997.

SIMPSON, J.H.; BOS, W.G.; SCHIRMER, F.; SOUZA, A.J.; RIPPETH, T.P.; JONES, S.E.; HYDES, D. Periodic stratification in the Rhine ROFI in the North Sea. *Oceanologica Acta*, v. 16, n. 1, 1993, p. 23-32. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/John_Simpson9/publication/258128214/Periodic_stratification_in_the_Rhine_ROFI_in_the_North_Sea/links/570d6a0908aed31341cf78ee/Periodic-stratification-in-the-Rhine-ROFI-in-the-North-Sea.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SIMPSON, J.H.; SHARPLES, J. Introduction to the physical and biological oceanography of shelf seas. Cambridge University Press, 2012.

SMITH, J.A.; LARGIER, J.L. Observations of nearshore circulation: Rip currents. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 100, n. C6, 1995, p. 10967-10975. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/95JC00751>>. Acesso em fev. 2020.

STOMMEL, H. The westward intensification of wind-driven ocean currents. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, v. 29, n. 2, 1948, p. 202-206. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/TR029i002p00202>>. Acesso em fev. 2020.

SYVITSKI, J.P.; VOROSMARTY, C.J.; KETTNER, A.J.; GREEN, P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, v. 308, n. 5720, 2005, p. 376-380. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/308/5720/376>>. Acesso em fev. 2020.

TALLEY, L.D. Descriptive physical oceanography: an introduction. Academic press, 2011.

THORPE, S.A. Langmuir circulation. *Annu. Rev. Fluid Mech.*, v. 36, 2004, p. 55-79.

VALLIS, G.K. Atmospheric and oceanic fluid dynamics. Cambridge University Press, 2017.

WALSH, J.J. On the nature of continental shelves. Elsevier, 1988.

WARRICK, J.A.; FARNSWORTH, K.L. Coastal river plumes: collisions and coalescence. *Progress in oceanography*, v. 151, 2017, p. 245-260. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.11.008>>. Acesso em fev. 2020.

WASHINGTON, W.M.; PARKINSON, C. Introduction to three-dimensional climate modeling. University science books, 2005.

WHITE, R.H.; TOUMI, R. River flow and ocean temperatures: The Congo River. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 119, n. 4, 2014, p. 2501-2517. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2014JC009836>>. Acesso em fev. 2020.

WOODROFFE, C.D. Coasts: form, process and evolution. Cambridge University Press, 2002.

WUNSCH, C.; FERRARI, R. 100 Years of the Ocean General Circulation. *Meteorological Monographs*, v. 59, 2018, p. 7-1. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/AMSMONOGRAPHS-D-18-0002.1>>. Acesso em fev. 2020.

YUAN, Y.; HORNER-DEINE, A.R. Laboratory investigation of the impact of lateral spreading on buoyancy flux in a river plume. *Journal of Physical Oceanography*, v. 43, n. 12, 2013, p. 2588-2610. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-12-0117.1>>. Acesso em fev. 2020.

Áreas protegidas na zona costeira do Brasil: uma revisão a partir das categorias de manejo

Deivdson Brito Gatto¹

RESUMO

O capítulo “Áreas protegidas na zona costeira do Brasil: uma revisão a partir das categorias de manejo” tem como objetivo apresentar o conjunto de unidades de conservação (UCs) no bioma Marinho e associados, existentes no Brasil, utilizando o banco de dados do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), mantido pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) em colaboração com os órgãos gestores dos três níveis de governo e da iniciativa privada. Como ferramentas de gestão, se bem implementadas e geridas, as áreas protegidas podem contribuir na busca pela conservação da biodiversidade e minimização do processo de perda da biodiversidade global. Na zona costeira, as áreas protegidas aumentaram mais de 15 vezes desde 1993 e, a partir de 2016, mais de 8 milhões de km² de novas áreas foram adicionadas no Globo. Esse crescimento é resultado da declaração de extensas reservas marinhas criadas pelo Brasil e México, impulsionados por acordos internacionais da Agenda 2030 da ONU e das Metas de Aichi. O capítulo apresenta uma revisão das unidades de conservação da zona costeira disponíveis no Painel de Unidades de Conservação Brasileiras do CNUC, distribuídas no grupo de Proteção Integral e no grupo de Uso Sustentável. Resolvemos utilizar somente as informações desse painel, pois esse cadastro oferece algumas vantagens em relação a outros bancos de dados como, entre outras, a verificação da conformidade das unidades de conservação através de normas e critérios de criação estabelecidos na Lei nº 9.985/2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC. No entanto, como qualquer banco de dados, existe a possibilidade de desatualização de algumas informações referentes às UCs, o que deve ser, portanto, considerado ao longo do tempo na leitura deste capítulo. Dessa forma, são apresentadas características relacionadas ao tamanho das unidades de conservação em km², esfera administrativa, ano de criação, plano de manejo e conselho gestor. Além disso, é apresentado um exemplo de implementação de cada categoria de UC publicitado na página *web* de cada unidade. Assim, o texto se constitui uma oportunidade para conhecer a presença dessas unidades nos espaços geográficos em que estão inseridas e perceber sua importância e limites à conservação e combate à perda de biodiversidade.

Palavras-chave: Zona Costeira, Unidades de Conservação, Uso Sustentável, Proteção Integral.

¹ Candidato a Doutor em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento, no Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Universidade Federal de Alagoas. Economista. Pesquisador associado do Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável (IVIDES.org).
E-mail: deivdson@gmail.com

ABSTRACT

The chapter “Protected Areas in the Brazilian Coastal Zone: A Review Based on Management Categories” aims to present the set of protected areas in the marine and associated biomes in Brazil using the National Register of Conservation Units database (CNUC), maintained by the Ministry of Environment (MMA) in cooperation with the governing bodies of the three levels of government and the private sector. As a management tool, if properly implemented and managed, protected areas can contribute to the pursuit of biodiversity conservation and minimization of the process of global biodiversity loss. In the coastal zone, protected areas have increased more than 15 times since 1993, and since 2016, more than 8 million km² of new areas have been added on the globe, this growth is the result of the declaration of extensive marine reserves created by Brazil and Mexico driven by international agreements of 2030 agenda for Sustainable Development and the Aichi Targets. The chapter provides a review of protected areas in the coastal zone available in the Brazilian conservation units CNUC panel distributed in the full protection group and the sustainable use group. We decided to use only the information from this panel, as this register offers some advantages concerning other databases, such as, among others, verification of the conformity of the conservation units through norms and creation criteria established in Law N^o 9.985/2000 that instituted the National System of Conservation Units (SNUC). However, like any database, there is the possibility of outdated some information related to the conservation units (UC), or what should, therefore, be considered overtime when reading this chapter. Thus, some characteristics of the conservation units are presented, related to the size, the administrative sphere, the year of creation, the management plan and the management council. Besides, an example of the implementation of each UC category advertised on the website of each unit is presented. Thus, the text constitutes an opportunity to know the presence of these units in the geographical spaces in which they are inserted and to realize their importance and limits to the conservation and combating the loss of biodiversity.

Keywords: Coastal Zone; Conservation Units; Sustainable Use; Integral Protection.

1. INTRODUÇÃO

As áreas protegidas, quando bem implementadas e geridas, são importantes ferramentas de gestão que contribuem na busca pela conservação da biodiversidade, como também, na minimização do processo de perda da biodiversidade ao redor do globo. Além disso, várias políticas internacionais reconhecem sua importância, tais como: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas – ONU, a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) e a Convenção de Áreas Úmidas (Convenção de Ramsar) (UNEP-WCMC, IUCN e NGS, 2018). Em relação à Agenda 2030, por exemplo, Dudley et al. (2017), destacam a oportunidade para o reconhecimento do valor e contribuição das áreas protegidas para as diversas metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS). Apesar de estarem diretamente relacionados somente aos ODSs 14 (Vida na Água) e 15 (Vida na Terra), os autores argumentam que as áreas protegidas contribuem para várias metas dos ODSs, tais como: diminuição da pobreza, segurança alimentar e hídrica, saúde e bem-estar, redução de risco de desastres, cidades sustentáveis e estratégias de mudanças climáticas. Entretanto, o maior desafio está em garantir que a contribuição das áreas protegidas seja inteiramente reconhecida no planejamento, políticas e relatórios dos diversos níveis de governo (Dudley *et al.*, 2017). Mas, de fato, o que é uma área protegida?

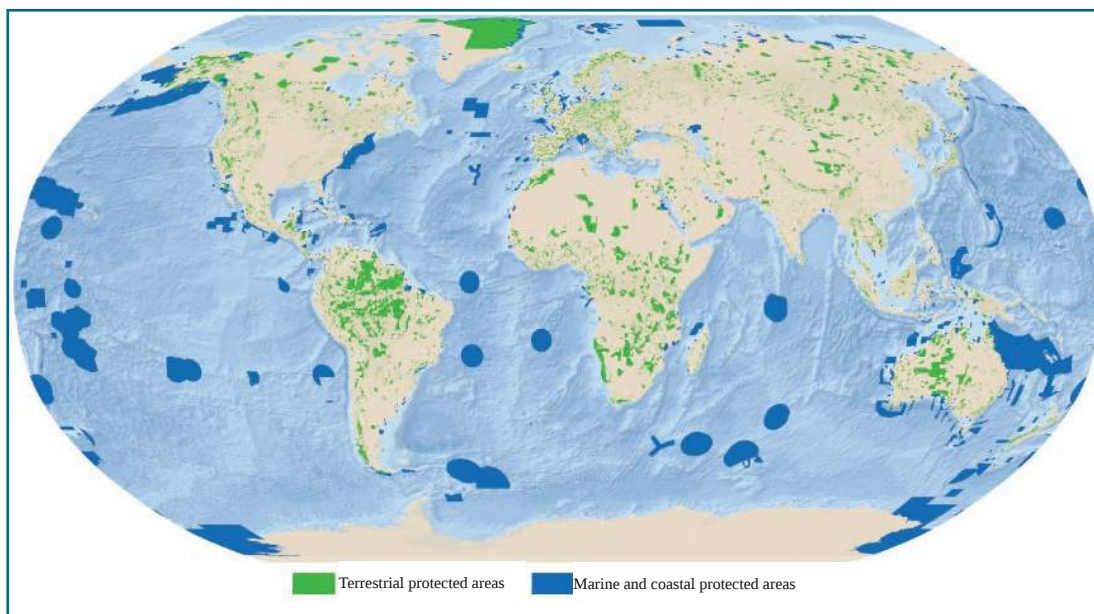


Figura 1. Distribuição espacial das áreas protegidas no mundo.
Fonte: UNEP-WCMC, IUCN e NGS (2018).

Para a União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature*, IUCN), uma área protegida é “um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, dedicado e gerenciado, por meios legais ou outros meios efetivos, para alcançar a conservação de longo prazo da natureza com serviços ecossistêmicos associados e valores culturais” (Lewis *et al.*, 2017, p. 2). De acordo com o banco de dados mundial de áreas protegidas da IUCN (2019), houve um aumento na expansão de áreas protegidas, tanto terrestres, de 14,7% em 2016 para 15% em 2019, quanto em cobertura marinha, de 10,2% em 2016 para 17,9% em 2019. Nesse caso, com a 11ª meta de Aichi já alcançada para áreas marinhas sob jurisdição nacional. A Figura 1 apresenta a distribuição espacial dessas áreas no mundo até julho de 2018.

Através da observação do mapa da Figura 1, é possível perceber que algumas regiões e países possuem mais áreas protegidas de grande extensão – África, América do Sul, Austrália e Groelândia; do que os países da Europa, na qual existem várias áreas protegidas de menor extensão. O estudo da UNEP-WCMC, IUCN e NGS (2018) destaca o crescimento considerável das áreas protegidas marinhas nos últimos anos, que aumentaram mais de 15 vezes desde 1993. A partir de 2016, mais de 8 milhões de km² de novas áreas foram adicionadas no globo. No entanto, essa “corrida” pelo aumento de áreas marinho-costeiras protegidas, muitas vezes sem o envolvimento direto da população, pode gerar muitos conflitos socioambientais locais. E em muitos territórios onde foram implementadas, os usuários continuam utilizando os recursos naturais de forma ilegal, descumprindo a legislação e, portanto, sem proteção da biodiversidade (Alves e Hanazaki, 2015; Fontes e Guerra, 2016).

Este crescimento na proteção marinha é resultado da declaração de extensas reservas marinhas criadas pelo Brasil e México. No território brasileiro, foram criadas quatro novas UCs federais marinhas: duas nos arquipélagos de São Pedro e São Paulo, em Pernambuco, e mais duas unidades nos arquipélagos de Trindade e Martim Vaz, no Espírito Santo (Figura 2). São 92.584.798,96 de hectares distribuídos em duas Áreas de Proteção Ambiental (APA) e dois Monumentos Naturais (MONA). Com essas unidades, o País passou de 1,5% de áreas marinhas protegidas para 26,36%, fazendo com que o Brasil cumprisse a Meta 11 de Aichi de proteção de áreas marinhas e costeiras, que estabelece 17% de áreas marinhas protegidas.

Independentemente de sua extensão territorial, as áreas protegidas são fundamentais para várias atividades produtivas, e seu estabelecimento como UC através do SNUC pode maximizar a produtividade nestes territórios. Para se ter ideia da magnitude de ativos que essas áreas carregam, de acordo com a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES, 2018), no Brasil, a produção pesqueira será de 1.145 mil toneladas de alimento até 2025.

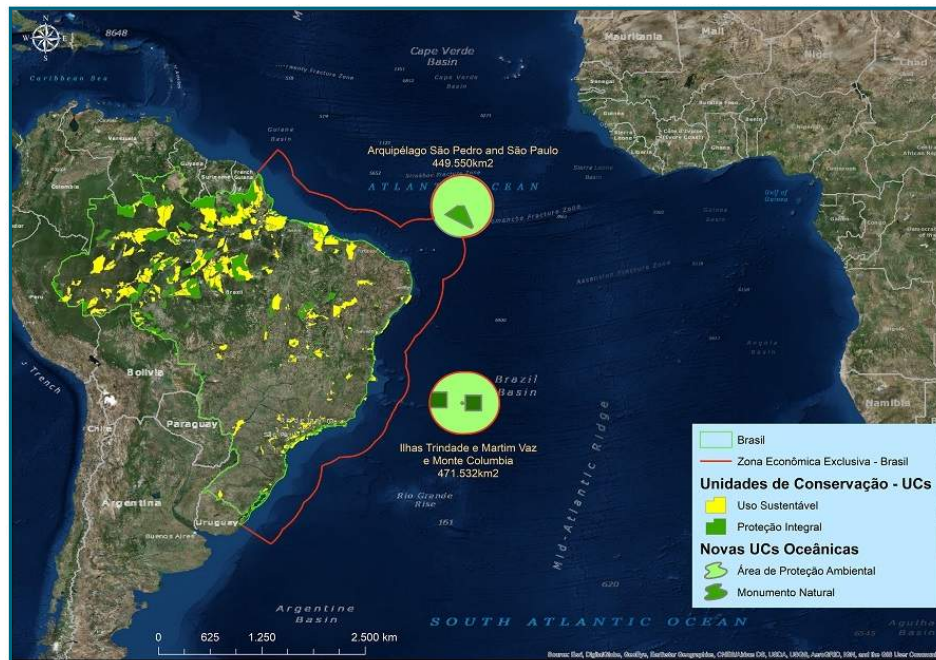


Figura 2. Localização das novas unidades de conservação (UCs) marinhas no Brasil
Fonte: ICMBio (2018a).

Além dos recursos pesqueiros diretamente explorados nos ambientes costeiro e marinho, as áreas protegidas em territórios terrestres no País podem contribuir na produção agrícola (350 produtos agrícolas são exportados), pecuária (maior produtor de carne bovina e de frango do mundo), produtos florestais (terceiro maior exportador), produção de energia (40% advindo de fontes renováveis) e turismo (geração de 43 mil empregos). Dessa forma, para a BPBES, se a biodiversidade e serviços ecossistêmicos existentes no país forem utilizados visando a conservação de seus ativos ambientais, eles poderão impulsionar uma conciliação *sui generis* entre produção econômica e manutenção da biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

De acordo com o CNUC (MMA, 2019), até setembro de 2019, o Brasil possuía 964.153,29 km² de unidades de conservação no bioma marinho, com 194 unidades distribuídas entre as categorias de UC, sendo: 83 unidades de proteção integral e 111 unidades de uso sustentável. Desse total, 83 UCs (42,78%) são administradas pela esfera administrativa estadual; 71 UCs (36,60%), administradas pela esfera federal; e 40 UCs (20,62%), pela esfera municipal. Das 10 UCs mais visitadas do Brasil em 2018, seis unidades estão localizadas no bioma marinho e associados: Reserva Extrativista Marinha Arraial do Cabo (RJ): 3º lugar; Parque Nacional de Jericoacoara (CE): 4º lugar; Área de Proteção Ambiental de Fernando de Noronha (PE): 7º lugar; Parque Nacional de Fernando de Noronha (PE): 8º lugar; Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (AL/PE): 9º lugar e Reserva Extrativista Marinha de Soure (PA): 10º lugar (ICMBIO, 2019) (Figura 3).

Em face dessas informações, o diagnóstico das categorias de UC na zona costeira brasileira, realizado a partir dos dados do Painel de Unidades de Conservação Brasileiras do CNUC e apresentado nesse capítulo, foi estruturado da seguinte forma: após a introdução, a próxima seção inclui uma visão geral dessas UCs pelas categorias de manejo distribuídas entre os referidos grandes grupos delimitados pelo SNUC. A terceira e quarta seções apresentam a definição e o objetivo de cada categoria; a quantidade de UCs existentes em cada categoria nos biomas marinho e associados; a extensão territorial; além da situação dessas unidades em relação ao conselho gestor, plano de manejo, modalidade de gestão e aspectos relacionados aos biomas. Também é apresentado um exemplo de implementação de cada categoria, disponibilizado nas respectivas páginas da *web* de UCs, para assim, se ter uma visão dos desafios enfrentados por essas unidades. Na última seção, é feita uma reflexão a partir do conjunto de informações levantado e uma breve discussão, apoiada na literatura, sobre a importância e limites dessas categorias de UC para conservação da zona costeira brasileira.



Figura 3. As 10 Unidades de Conservação (UCs) mais visitadas no Brasil em 2018, destacando as seis UCs do bioma Marinho e associados. Fonte: ICMBio (2019).

2. PANORAMA GERAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA ZONA COSTEIRA DO BRASIL

De acordo com a Lei Nº 9.985/2000, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação no Brasil - SNUC é composto pelo conjunto de UCs administradas pelos governos federal, estaduais e municipais (BRASIL, 2000). Diante de seus treze objetivos elencados, pode-se afirmar que o principal objetivo do SNUC é a promoção do desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais.

Além disso, o SNUC divide as unidades de conservação no Brasil em dois grandes grupos: as Unidades de Proteção Integral, que permitem somente o uso indireto dos recursos naturais, compostas pelas categorias: Estação Ecológica (ESEC), Reserva Biológica (REBIO), Parque Nacional (PARNA), Monumento Natural (MONA) e Refúgio da Vida Silvestre (REVIS); e as Unidades de Uso Sustentável, cuja exploração socioeconômica deve garantir a perenidade dos recursos naturais, sendo o grupo composto pelas seguintes categorias: Área de Proteção Ambiental (APA), Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), Floresta Nacional, Reserva Extrativista (RESEX), Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) e Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Na zona costeira, somente as categorias “Floresta Nacional” e “Reserva de Fauna” não possuem representação até o momento dessa análise.

De acordo com o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC, até setembro de 2019, o Brasil possuía 194 UCs no bioma marinho e associados distribuídas em 1.082.342,44 km² (MMA, 2019). Nesse total, estão incluídas as sobreposições com outros biomas (Quadro 1).

Quadro 1. Síntese das Unidades de Conservação de Proteção Integral e as de Uso Sustentável na zona costeira, em ordem decrescente de extensão territorial no Brasil

Categoria de UC	Grupo de proteção/ Uso	Total de unidades	Área em Km2	Regiões	Plano de manejo		Conselho gestor	
					Sim (%)	Não (%)	Sim (%)	Não (%)
APA	Sustentável	74	927.337,67	Norte, Nordeste, Sudeste e Sul	41,89	58,10	55,41	44,59
MONA	Proteção Integral	08	114.879,40	Nordeste, Sudeste e Sul	12,5	87,5	37,5	62,5
PARNA	Proteção Integral	52	18.162,01	Norte, Nordeste, Sudeste e Sul	50	50	57,69	42,31
RESEX	Sustentável	23	13.780,42	Norte, Nordeste e Sudeste	4,35	95,65	47,83	52,17
REBIO	Proteção Integral	08	4.565,59	Norte, Nordeste, Sudeste e Sul	50	50	37,50	62,50
ESEC	Proteção Integral	08	1.944,03	Norte, Sudeste e Sul	62,50	37,50	75	25
REVIS	Proteção Integral	07	1.180,86	Nordeste, Sudeste e Sul	28,57	71,43	42,86	57,14
RDS	Sustentável	04	228,32	Norte, Nordeste e Sudeste	0	100	50	50
ARIE	Sustentável	06	221,16	Nordeste e Sudeste	0	100	0	100
RPPN	Sustentável	04	42,98	Nordeste e Sudeste	0	100	0	100
Grupo de proteção		Total de unidades		Área em Km2		Total (%)		
Proteção integral		83		140.731,89		13%		
Uso sustentável		111		941.610,55		87%		
Total Geral		194		1.082.342,44*		100%		

Nota: * Esse total considera as sobreposições com os outros biomas. Fonte: MMA (2019).

As APAs constituem o grupo com mais UCs (74 unidades), assim como aquele de maior abrangência territorial (927.337,67 km²). Em termos de abrangência, o segundo lugar é ocupado pelas MONAs, com 114.879,40 km², distribuídas em oito unidades. Já em termos de números de unidades, o segundo lugar é ocupado pelos PARNAs, com 52 unidades, que ocupam o terceiro lugar em relação à abrangência, com 18.162,01 km². As RESEXs ficam com a quarta colocação em termos de ocupação territorial, com 13.780,42 km² e terceiro lugar em número de unidades, com 23. Nas duas próximas seções, essas UCs serão analisadas de forma mais detalhada.

3. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL DOS BIOMAS MARINHO E ASSOCIADOS NO BRASIL

Segundo o SNUC, o objetivo desse grupo de UCs é a preservação da natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos recursos naturais contidos nessas unidades (BRASIL, 2000). Esse grupo é composto de cinco categoriais. Todas as categorias de unidades de conservação de proteção integral possuem representação no bioma marinho e associados.

- i. Estação Ecológica (ESEC);
- ii. Reserva Biológica (REBIO);
- iii. Parque Nacional (PARNA);
- iv. Monumento Natural (MONA); e
- v. Refúgio da Vida Silvestre (REVIS).

3.1 ESTAÇÃO ECOLÓGICA (ESEC)

Segundo o artigo 9º da Lei do SNUC (BRASIL, 2000), a estação ecológica (ESEC) tem como objetivo a preservação da natureza e a realização de pesquisas científicas. Essa unidade possui as seguintes características: a posse e domínio são públicos e, caso existam áreas particulares em seu domínio, serão desapropriadas; a visitação pública é proibida, com a exceção de fins educativos, observando a as deliberações contidas no plano de manejo; a realização de pesquisas científicas depende de autorização do órgão responsável pela unidade e as alterações dos ecossistemas da estação só são permitidas na necessidade de restauração de ecossistemas modificados, manejo de espécies para manutenção da diversidade biológica, coleta de componentes dos ecossistemas para fins científicos. As alterações não poderão exceder mais que 3% da extensão total da unidade.

De acordo com o CNUC, existem no Brasil, oito ESECs no ambiente marinho e biomas associados da Amazônia, Mata Atlântica e Pampa, em uma área de 1.944,03 km² (MMA, 2019). A maioria delas é administrada pelo ICMBio e somente uma unidade, a Estação Ecológica Juréia-Itatins, é administrada pelo Governo do Estado de São Paulo, sendo a maior ESEC no bioma Marinho. A mais antiga ESEC é a de Maracá Jipioca, localizada no Amapá, criada em 1981 e apoiada pelo programa ARPA². A ESEC instituída mais recentemente (em 2006), é a Estação Ecológica da Guanabara, localizada entre os municípios de Guapimirim, Itaboraí e São Gonçalo no estado do Rio de Janeiro (Quadro 2). Até o início do segundo semestre de 2019, três ESECs ainda não possuíam plano de manejo: Guaraqueçaba (PR), Juréia-Itatins (SP) e Taim (RS), e somente a ESEC Juréia-Itatins (SP) não possuía nem o plano e nem o conselho gestor. A ausência de um plano de manejo e conselho gestor impacta diretamente na gestão da UC e seu relacionamento com a população local, gerando, entre diversas outras consequências negativas, o não reconhecimento da importância das atividades socioeconômicas nos espaços territoriais que a unidade esteja inserida.

Quadro 2. Estações Ecológicas (ESECs) no bioma marinho e associados da Mata Atlântica e Pampa no Brasil

Nome	Biomas	Área (Km2)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	PM*	CG*
ESEC de Maracá Jipioca	Amazônia, Marinho	587,56	1981	Federal	AP	Amapá	Sim	Sim
ESEC dos Tupiniquins	Mata Atlântica, Marinho	17,28	1986	Federal	SP	Cananéia, Itanhaém e Peruíbe	Sim	Não
ESEC Tupinambás	Mata Atlântica, Marinho	24,64	1987	Federal	SP	São Sebastião e Ubatuba	Sim	Sim
ESEC de Tamoios	Mata Atlântica, Marinho	86,60	1990	Federal	RJ	Angra dos Reis e Paraty	Sim	Sim
ESEC de Guaraqueçaba	Mata Atlântica, Marinho	43,70	1982	Federal	PR	Guaraqueçaba	Não	Sim
ESEC da Guanabara	Mata Atlântica, Marinho	19,36	2006	Federal	RJ	Guapimirim, Itaboraí e São Gonçalo	Sim	Sim
ESEC Juréia-Itatins	Mata Atlântica, Marinho	843,79	1986	Estadual	SP	Iguape, Itariri, Miracatu e Peruíbe	Não	Não
ESEC do Taim	Pampa, Marinho	321,10	1986	Federal	RS	Rio Grande e Santa Vitória do Palmar	Não	Sim

(*) Legenda: PM = Plano de Manejo; CG = Conselho Gestor. Fonte: CNUC (MMA, 2019).

2 O ARPA (Áreas Protegidas da Amazônia) é um programa do Governo Federal, coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), gerenciado financeiramente pelo FUNBIO (Fundo Brasileiro para a Biodiversidade) e financiado com recursos do Global Environment Facility (GEF) – por meio do Banco Mundial, do governo da Alemanha – por meio do Banco de Desenvolvimento da Alemanha (KfW), da Rede WWF – por meio do WWF-Brasil, e do Fundo Amazônia, por meio do BNDES. O Programa foi criado com o objetivo de expandir e fortalecer o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) na Amazônia, Reconhecido internacionalmente, o ARPA combina biologia da conservação com práticas de planejamento e gestão. As Unidades de Conservação apoiadas pelo programa são beneficiadas com bens, obras e contratação de serviços necessários para a realização de atividades de integração com as comunidades de entorno, formação de conselhos, planos de manejo, levantamentos fundiários, fiscalização e outras ações necessárias ao seu bom funcionamento. Fonte: ARPA (2017). Disponível: <http://arpa.mma.gov.br/oquee/>

Exemplo de implementação de Estação Ecológica: ESEC de Tamoios (RJ)

A ESEC de Tamoios é formada por 29 pontos geográficos dos tipos: ilhas, lajes e rochedos. O seu entorno marinho possui um raio de 1 km, sendo 96,64% correspondentes à área marinha e 3,36% à área terrestre. Essa ESEC foi criada por meio do Decreto N° 98.864/90 (BRASIL, 1990a) e corresponde a somente 4% da área da Baía da Ilha Grande (Figura 4).

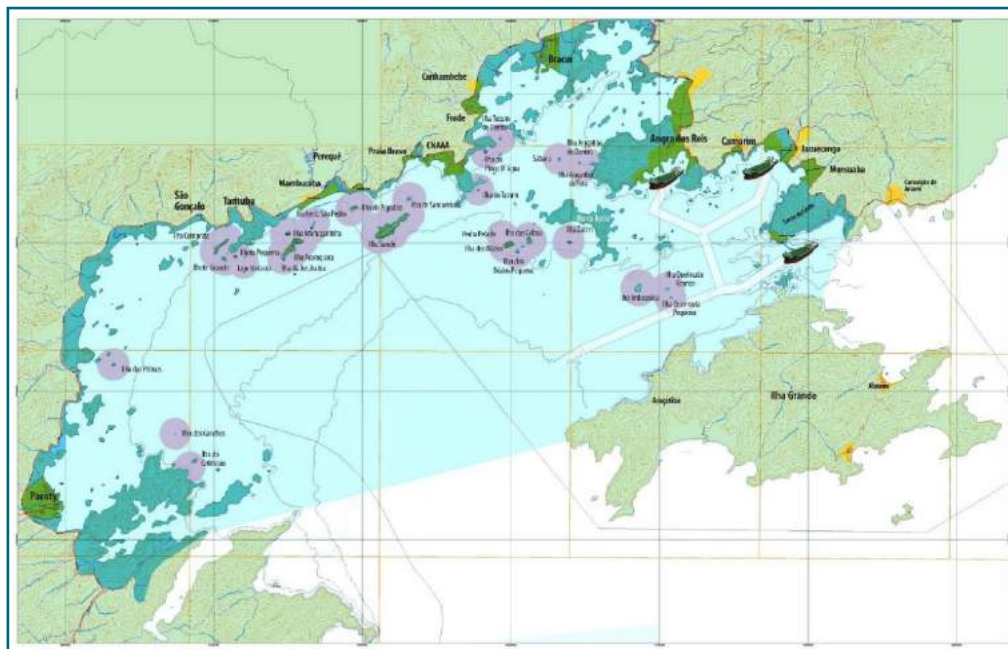


Figura 4. Mapa da Estação Ecológica (ESEC) de Tamoios, nos municípios de Paraty e Angra dos Reis (RJ).
Fonte: ICMBio ESEC de Tamoios.

A criação da UC teve como objetivo atender ao Decreto N° 84.973/1980, que prevê que as usinas nucleares deverão ser localizadas em áreas delimitadas como ESECs (BRASIL, 1980). A implantação das usinas nucleares em Angra dos Reis (RJ) motivou a criação da ESEC, como um instrumento de preservação ambiental e monitoramento das ações antrópicas na região da Baía da Ilha Grande, nos municípios de Paraty e Angra dos Reis, no estado do Rio de Janeiro. A sede administrativa da UC está localizada em Paraty, às margens da Rodovia BR 101 (Km 535), que conta com um auditório, alojamento para pesquisadores e uma trilha interpretativa dentro da Mata Atlântica (Trilha Tamoios).

De acordo com o ICMBio ESEC de Tamoios, a Baía da Ilha Grande é considerada uma área prioritária de extrema importância biológica, uma vez que se encontra com um grave problema de perda de biodiversidade, devido à bioinvasão por espécies exóticas provenientes de água de lastro e/ou bioincrustação de navios e plataformas ligados à exploração de petróleo e gás. Diante disso, o Ministério do Meio Ambiente elencou o Coral-sol – *Tubastraea tagusensis* (Figura 5) e *Tubastraea coccinea*, espécie exótica invasora prioritária para a elaboração e implementação de Planos Nacionais de Prevenção, Controle e Monitoramento. A ESEC de Tamoios participou de um grupo de trabalho coordenando, fornecendo assessoramento técnico na elaboração do plano de controle e monitoramento da bioinvasão do Coral-sol que foi aprovado pela Portaria MMA N° 3642/2018 (MMA, 2018).



Figura 5. Coral-sol (*Tubastraea tagusensis*).
Fonte: ICMBio ESEC de Tamoios.

3.2 RESERVA BIOLÓGICA (REBIO)

O 10º artigo da Lei do SNUC (BRASIL, 2000) define a Reserva Biológica (REBIO) como uma UC de proteção integral da biota e demais atributos naturais, sem a interferência humana ou modificações ambientais, com exceção das medidas que visem a recuperação dos ecossistemas com objetivo de recuperar e preservar o equilíbrio natural, a diversidade biológica e os processos ecológicos naturais. As principais características da REBIO é que a posse e os domínios da UC são públicos e, caso haja áreas particulares, estas serão desapropriadas. A visitação pública é proibida, exceto em caráter educacional e respeitando o regulamento específico. A pesquisa científica necessita de autorização do órgão responsável pela administração da UC.

No bioma Marinho e suas sobreposições, existem oito REBIOS, abrangendo 4.565,59 km² de área total protegida. A primeira REBIO Marinha do Brasil é a Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba (RJ), criada pelo Decreto Estadual Nº 7.549/1974 (GOVERNO DO ESTADO DA GUANABARA, 1974). A reserva mais recente, é a Reserva Biológica Federal Marinha do Arvoredo (SC), criada pelo Decreto Nº 99.142/1990 (BRASIL, 1990b). Todas as regiões do Brasil banhadas pelo Oceano Atlântico (N, NE, SE e S) possuem REBIOS. Contudo, na região Norte, somente o estado do Amapá possui REBIOS (Quadro 3).

São cinco REBIOS federais e três estaduais. O estado do Amapá possui a maior REBIO em extensão – a Reserva Biológica Federal Lago Piratuba (3.924,68 km²), apoiada pelo programa ARPA; como também a menor – a Reserva Biológica Estadual do Parazinho (2,76 km²). Em relação aos planos de manejo e conselho gestor dessas unidades, somente a Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC) e a Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba (RJ) possuem os referidos instrumentos de planejamento e gestão.

Quadro 3. Reservas Biológicas (REBIOS) no bioma Marinho e associados da Amazônia e Mata Atlântica no Brasil

Nome	Biomias	Área (Km2)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	PM*	CG*
REBIO Atol das Rocas	Marinho	352,86	1979	Federal	RN	Natal (RN)	Sim	Não
REBIO Lago Piratuba	Amazônia, Marinho	3.924,68	1980	Federal	AP	Pracuúba, Tartarugalzinho e Amapá (AP)	Não	Sim
REBIO de Comboios	Mata Atlântica, Marinho	7,85	1984	Federal	ES	Aracruz e Linhares (ES)	Sim	Não
ESEC Tupinambás	Marinho	2,76	1985	Estadual	AP	Macapá (AP)	Não	Não
REBIO de Santa Isabel	Mata Atlântica, Marinho	41,10	1988	Federal	SE	Pacatuba e Pirambu (SE)	Não	Não
REBIO Marinha do Arvoredo	Mata Atlântica, Marinho	171,05	1990	Federal	SC	Bombinhas, Florianópolis e Gov. Celso Ramos (SC)	Sim	Sim
REBIO Estadual de Guaratiba	Mata Atlântica, Marinho	33,61	1974	Estadual	RJ	Rio de Janeiro (RJ)	Sim	Sim
REBIO Estadual da Praia do Sul	Mata Atlântica, Marinho	32,67	1981	Estadual	RJ	Angra dos Reis (RJ)	Não	Não

(*) Legenda: PM = Plano de Manejo; CG = Conselho Gestor. Fonte: CNUC (MMA, 2019).

Exemplo de implementação de REBIO: Reserva Biológica do Atol das Rocas (RN)

A REBIO do Atol das Rocas é caracterizada como um ambiente insular oceânico, com a presença do único atol do Atlântico Sul. É formado predominantemente por algas coralinas e apresenta feições geomorfológicas atípicas, com características tanto dos atóis do Atlântico, quanto dos atóis do Pacífico (ICMBio, 2007). O atol é uma ilha oceânica no formato de anel com estrutura coralínea. No interior desse anel, se forma uma lagoa, a partir de um recife costeiro ao redor de uma ilha vulcânica (Figura 6). O Atol das Rocas abriga duas ilhas biogênicas: ilha do Farol e do Cemitério. De acordo com o ICMBio (*op. cit.*), em resumo, a importância dessa REBIO decorre de suas características:

- Único atol do Oceano Atlântico Sul;
- Importante local para descanso, alimentação e reprodução de aves marinhas, incluindo algumas espécies migratórias;
- Importante sítio reprodutivo da tartaruga marinha da espécie *Chelonia mydas*;
- Abrigo de espécies endêmicas e prováveis espécies novas para a ciência;
- Abrigo de espécies ameaçadas de extinção;
- Local de reprodução de algumas espécies de peixes e crustáceos de alto valor econômico;
- Local de reprodução do tubarão-limão e tubarão-lixia;
- Beleza cênica ímpar no território nacional;
- Contribuição no monitoramento das mudanças climáticas globais (elevação do nível do mar).



Figura 6. Vista aérea da Reserva Biológica (REBIO) Atol das Rocas (RN).
Fonte: CNUC (MMA, 2019).

A denominação Atol das Rocas se deve à sua constituição, a qual lembra rochas, palavra que em espanhol corresponde a *roccas*. A primeira citação foi em carta náutica, publicada em 1502. Dados os riscos para a navegação, iniciou-se em 1881 a construção do primeiro farol do Atol das Rocas, com o objetivo de evitar os frequentes acidentes marítimos. Em 1883, o farol entrou em operação (ICMBio, 2007).

3.3 PARQUE

Esse tipo de UC tem como objetivo a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, mas, diferentemente das REBIOS, existe a possibilidade da realização de pesquisas científicas e do desenvolvimento de atividades de educação ambiental. Como também, são permitidas atividades de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico. Caracteriza-se por ser de posse e domínio público, ou seja, áreas particulares deverão ser desapropriadas e a visitação pública e a pesquisa científica estarão sujeitas a autorização do órgão responsável pela UC.

De acordo com o CNUC (MMA, 2019), existem no Brasil um total de 52 parques no bioma Marinho e compartilhados. Todas as regiões brasileiras litorâneas possuem algum tipo desses parques, que representam 18.162,01 km², sendo 26 parques estaduais, 14 municipais e 12 federais. Metade das unidades possuíam plano de manejo e 30 unidades (57,69 %), conselho gestor. O Quadro 4 apresenta as informações de sete parques, os quais representam cada um dos biomas listados e as três esferas administrativas.

Quadro 4. Parques no bioma Marinho e associados da Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pampa no Brasil

Nome	Biomass	Área (Km2)	Ano de criação	Esfere adm.	UF	Municípios	Plano de manejo	Conselho Gestor
PARNA do Cabo Orange	Amazônia, Marinho	6.573,28	1980	Federal	AP	Calçoene e Oiapoque (AP)	Sim	Sim
PARNA de Jericoacoara	Caatinga, Marinho	88,63	2002	Federal	CE	Jijoca de Jericoacoara e Cruz (CE)	Sim	Sim
PARNA dos Lençóis Maranhenses	Cerrado, Marinho	1.565,62	1981	Federal	MA	Primeira Cruz e Barreirinhas (MA)	Sim	Não
PARNA Marinho de Fernando de Noronha	Marinho	109,29	1988	Federal	PE	Fernando de Noronha (PE)	Não	Sim
PARNA Estadual da Serra do Mar	Mata Atlântica, Marinho	3.222,96	1977	Estadual	SP	25 municípios paulistas, desde a divisa com o Rio de Janeiro até o Litoral Sul de São Paulo.	Sim	Sim
PARNA da Lagoa do Peixe	Pampa, Marinho	367,16	1986	Federal	RS	Mostardas, São José do Norte e Tavares (RS)	Sim	Sim
Parque Municipal de Jacarenema	Mata Atlântica, Marinho	3,46	2003	Municipal	ES	Vila Velha (ES)	Sim	Sim

Fonte: CNUC (MMA, 2019).

***Exemplo de implementação de PARNA Marinho:
Parque Nacional Marinho de Abrolhos (BA)***

O Parque Nacional Marinho de Abrolhos foi o primeiro parque nacional federal marinho criado no Brasil em 1983, através do Decreto Presidencial Nº 88.218/1983 (BRASIL, 1983). Com uma área de 879,54 km², está situado entre os municípios de Alcobaça e Caravelas, no sul da Bahia. De acordo com o ICMBio PARNA Abrolhos, o parque possui dois polígonos: um que protege o arco de recifes costeiros localizado entre os municípios de Alcobaça e Prado (BA), abrangendo o Recife de Timbebas; e outro, a cerca de 70 quilômetros da costa, que engloba o Arquipélago dos Abrolhos – ilhas Redonda, Siriba, Sueste, Guarita e Santa Bárbara (sendo esta última, excluída dos limites do parque e sob jurisdição da Marinha do Brasil); e o Parcel dos Abrolhos, contendo um complexo de milhares de chapeirões, estruturas recifais únicas encontradas somente na região do banco dos Abrolhos (Figura 7).



Figura 7. Vista aérea do Parque Nacional Marinho de Abrolhos (BA).
Fonte: Fotografia de Enrico Marcovaldi/ ICMBio PARNA Abrolhos, 2019.

Em 1832, o arquipélago foi visitado por Charles Darwin, que ficou surpreso com a rica biodiversidade do lugar. A região é a única do planeta onde é possível encontrar o coral *Mussismilia braziliensis*, conhecido como coral cérebro, por seu aspecto peculiar. Além disso, o PARNA protege o principal berçário das baleias Jubarte no Atlântico Sul, que migram para o banco dos Abrolhos para ter seus filhotes. Espécies de tartarugas marinhas ameaçadas de extinção – tartarugas de couro, cabeçuda, verde e de pente; também se refugiam na região do PARNA, além de aves marinhas, tais como a Graziña do bico vermelho, os Atobás branco e marrom, as Fragatas, incluindo pequenas aves migratórias do Hemisfério Norte. De acordo com o ICMBio PARNA Abrolhos, um levantamento da biodiversidade da região registrou aproximadamente 1.300 espécies, 45 delas consideradas ameaçadas, segundo a IUCN e o MMA.

Ainda de acordo com o ICMBio PARNA Abrolhos, a pesca nas regiões próximas ao parque movimentava mais de R\$ 100 milhões por ano, representando cerca de 10% da receita da atividade pesqueira no Brasil. Dessa forma, a UC pode estar assegurando a procriação das espécies e contribuindo para a manutenção da pesca para a população local. O turismo também é beneficiado com a presença do parque, garantindo centenas de empregos em hotéis, pousadas, restaurantes e demais atividades ligadas ao setor. O ICMBio PARNA Abrolhos informa também que mais de 90% dos turistas que visitam a região tem como motivação principal os atrativos naturais. As águas claras de temperatura amena, os naufrágios e a rica fauna marinha fazem do Parque dos Abrolhos o atrativo natural mais importante da Costa das Baleias na Bahia.

3.4 MONUMENTO NATURAL (MONA)

O objetivo principal do monumento natural (MONA) é a preservação de sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica. Pode ser constituído de áreas particulares; no entanto, há necessidade de compatibilização dos objetivos da UC e utilização dos recursos naturais pelos proprietários. Caso contrário, a área deve ser desapropriada. A visitação pública também está sujeita às normas estabelecidas pelo órgão responsável pela unidade.

Existem no Brasil, oito MONAs no bioma Marinho e compartilhado da Mata Atlântica, sendo cinco deles, administrados na esfera municipal e três, na esfera federal, totalizando uma área de 114.879,40 km². Apesar da extensão dessas unidades, sete (87,5%) não possuem plano de manejo e cinco delas (62,5%) não possui conselho gestor (Quadro 5).

Quadro 5. Monumentos Naturais (MONAs) no bioma Marinho e associado da Mata Atlântica no Brasil

Nome	Biomass	Área (Km2)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	PM*	CG*
MONA dos Morros do Pão de Açúcar e Urca	Mata Atlântica, Marinho	0,91	2006	Municipal	RJ	Rio de Janeiro (RJ)	Sim	Sim
MONA Falésias de Marataízes	Mata Atlântica, Marinho	0,42	2008	Municipal	ES	Marataízes (ES)	Não	Sim
MONA das Ilhas Cagarras	Mata Atlântica, Marinho	1,06	1989	Federal	RJ	Niterói (RJ)	Não	Não
MONA da Galheta	Mata Atlântica, Marinho	2,53	2016	Municipal	SC	Florianópolis (SC)	Não	Não
MONA das Ilhas de Trindade, Martim Vaz e do Monte Columbia	Marinho	67.679,64	2018	Federal	BA	Porto Seguro (BA)	Não	Não
MONA do Arquipélago de São Pedro e São Paulo	Marinho	47.191,78	2018	Federal	PB	Cabedelo (PB)	Não	Não
MONA Península da Siribinha	Mata Atlântica, Marinho	0,58	2018	Municipal	BA	Conde (BA)	Não	Não
MONA Municipal da Lagoa do Peri	Mata Atlântica, Marinho	42,71	2019	Municipal	SC	Florianópolis (SC)	Não	Sim

(*) Legenda: PM = Plano de Manejo; CG = Conselho Gestor. Fonte: CNUC (MMA, 2019).

Os MONAs criados pelo Governo Federal em 2018 ajudaram o País a cumprir a Meta 11 de Aichi de proteção de 17% áreas marinhas e costeiras, que, no caso brasileiro, atingiu 26,36% de áreas marinhas protegidas. No entanto, como já foi salientado, a criação de uma UC é um ato institucional que, para ser efetivo, precisa de uma boa gestão. Para isso, é necessário a elaboração de seu plano de manejo e constituição de seu conselho gestor.

Exemplo de implementação de MONA: Monumento Natural Municipal da Galheta (SC)

De acordo com o Observatório de Áreas Protegidas da Universidade Federal de Santa Catarina (OBSERVA, 2018), essa UC existe desde 1990, inicialmente classificada como parque, posteriormente recategorizada pela Lei Municipal N° 10.100/2016 (PREFEITURA DE FLORIANÓPOLIS, 2016), que, além de definir a nova classificação, também alterou seus limites, aumentando a área e diminuindo o perímetro.



Figura 8. Mapa da localização do Monumento Natural Municipal da Galheta na Ilha de Santa Catarina (SC). Fonte: Observatório de Áreas Protegidas da Universidade Federal de Santa Catarina (OBSERVA, 2018).

Observando a Figura 8, percebe-se a proximidade com outras unidades de conservação, como o Parque Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição e o Parque Estadual do Rio Vermelho, somente separadas pela urbanização da cidade de Florianópolis. De acordo com o Observa (2018), a área possui atividades muito distintas, com a existência da pesca sazonal tradicional da tainha e uma área de naturalismo na Praia da Galheta.

3.5 REFÚGIO DE VIDA SILVESTRE (REVIS)

Esse tipo de UC possui o objetivo de proteger os ambientes naturais, os quais proporcionam condições para a existência ou a reprodução de espécies ou comunidades da flora local e fauna residente ou migratória. As principais características dessas unidades são: permissão de existência de áreas particulares, desde que seja possível compatibilizar o uso dos recursos naturais com os objetivos da unidade; permissão de visitação e de realização de pesquisa científica, desde que sujeitas às normas estabelecidas pelos órgãos responsáveis.

De acordo com o CNUC (MMA, 2019), existem sete REVIS no bioma Marinho no Brasil, abrangendo uma área total de 1.180,86 km² (Quadro 6). A maioria não possui conselho gestor (57,14%) e nem plano de manejo (71,43%). A REVIS do Arquipélago de Alcatrazes (SP) é a maior unidade (674,72 km²) e a REVIS do Molho Leste (RS), a menor (0,24 km²). Vale ressaltar que os REVISs estão presentes apenas nas regiões Nordeste, Sudeste e Sul do Brasil.

Quadro 6. Refúgio da Vida Silvestre (REVIS) no bioma Marinho e associado da Mata Atlântica no Brasil

Nome	Biomas	Área (Km2)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	Plano de manejo	Conselho gestor
REVIS do Molhe Leste	Marinho	0,24	1996	Municipal	RS	São José do Norte (RS)	Não	Não
REVIS Ilha dos Lobos	Marinho	1,42	2005	Federal	RS	Porto Alegre (RS)	Não	Sim
REVIS de Una	Mata Atlântica, Marinho	232,62	2007	Federal	BA	Una (BA)	Não	Não
REVIS de Santa Cruz	Mata Atlântica, Marinho	177,49	2010	Federal	ES	Aracruz, Fundão e Serra (ES)	Não	Sim
REVIS das Serras de Maricá	Mata Atlântica, Marinho	89,55	2011	Municipal	RJ	Maricá (RJ)	Sim	Não
REVIS das Ilhas do Abrigo e Guararitama	Marinho	1,42	2013	Estadual	SP	Peruíbe (SP)	Não	Não
REVIS do Arquipélago de Alcatrazes	Marinho	674,72	2016	Federal	SP	São Sebastião (SP)	Sim	Sim

Fonte: CNUC (MMA, 2019).

***Estudo de implementação de REVIS:
Refúgio de Vida Silvestre do Arquipélago de Alcatrazes (SP)***

De acordo com ICMBio (2017), o arquipélago de Alcatrazes é a área marinha mais intocada do estado de São Paulo (Figura 9), em razão das restrições de uso estabelecidas pela Marinha do Brasil e pela ESEC Tupinambás, desde a década de 1980. Como resultado, a região permaneceu por muito tempo sem a interferência antrópica em seus ambientes naturais e essa condição de conservação tornou o arquipélago referência para estudos científicos, principalmente de monitoramento das condições ambientais e acompanhamento dos efeitos das múltiplas interferências antrópicas no ecossistema marinho.



Figura 9. Vista aérea do Arquipélago de Alcatrazes (SP).

Fonte: Fotografia de Luciano Candisani/ National Geographic, 2019.

Ainda de acordo com o ICMBio (2017), a criação da REVIS de Alcatrazes em 2016, abrangendo a totalidade das áreas anteriormente restritas pela Marinha do Brasil, é uma grande conquista para a conservação marinha nacional, pois permite a ampliação das ferramentas de proteção ambiental desse ecossistema. A REVIS de Alcatrazes é a maior área marinha de proteção integral das regiões Sul e Sudeste e abriga o maior ninhal de fragatas do país, espécies endêmicas de distribuição restrita, sendo área relevante para estudos evolutivos, devido ao isolamento geográfico para grupos como répteis e anfíbios. Em conjunto com a ESEC Tupinambás, protege cerca de 1.300 espécies, sendo utilizada como área de reprodução e crescimento de espécies de valor comercial para o setor pesqueiro, como as raias, tubarões e garoupas. Além disso, serve de abrigo, área de alimentação e crescimento para tartarugas marinhas ameaçadas de extinção, que são encontradas em altas densidades nas áreas das referidas UCs. O arquipélago dos Alcatrazes também é reconhecido como patrimônio natural, referência de paisagem para a população, além de abrigar sítios arqueológicos e importante patrimônio histórico.

4. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE USO SUSTENTÁVEL DO BIOMA MARINHO NO BRASIL

O objetivo elementar desse grupo de UCs é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parte dos seus recursos naturais. De acordo com o artigo 14 da Lei do SNUC (BRASIL, 2000), fazem parte do grupo de UCs de Uso Sustentável, as seguintes categorias:

- i. Área de Proteção Ambiental (APA);
- ii. Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE);
- iii. Floresta Nacional (FLONA);
- iv. Reserva Extrativista (RESEX);
- v. Reserva de Fauna;
- vi. Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS); e
- vii. Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN).

Somente a categoria “Floresta Nacional” e “Reserva da Fauna” não possuem unidades no bioma Marinho e associados. A seguir, são apresentadas as características de cada tipo de unidade.

4.1 ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (APA)

De acordo com o artigo 15 da Lei do SNUC (BRASIL, 2000), as APAs são classificadas como áreas extensas, com um certo grau de ocupação humana, dotadas de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas. A APA tem como objetivos básicos, proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais. As principais características desse tipo de UC são listadas a seguir.

- As APAs são compostas por terras públicas e privadas;
- As propriedades privadas podem ter que respeitar normas e restrições para sua utilização;
- As condições para visitação pública e pesquisa, nas áreas sob domínio público, serão estabelecidas pelo órgão gestor da UC;
- Nas propriedades privadas, o proprietário deverá estabelecer as condições para pesquisa e visitação, mas observando as restrições legais; e
- Deverá dispor de um Conselho presidido pelo órgão responsável por sua administração, composto por representantes de órgãos públicos, organizações da sociedade civil e população residente.

Existem no país, 74 APAs no bioma Marinho e associados da Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica, abrangendo área total de 927.337,67 km². Ou seja, estão presentes em todas as regiões banhadas pelo Oceano Atlântico. A maioria dessas unidades são administradas pela esfera estadual (55,41%), seguida pela esfera municipal (24,32%) e federal (20,27%). Em relação ao conselho gestor, 55,41% possuem a instância, no entanto, 58,11% dessas unidades não possuem plano de manejo. O Quadro 7 apresenta uma seleção dessas unidades, com a indicação das regiões brasileiras e biomas associados.

Quadro 7. Áreas de Proteção Ambiental (APAs) no bioma Marinho e associado da Mata Atlântica no Brasil (selecionadas por região e biomas associados)

Nome	Biomas	Área (Km2)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	PM*	CG*
APA de Upaon-Açu/ Miritiba/ Alto Preguiças	Amazônia, Cerrado, Marinho	14.554,70	1992	Estadual	MA	24 municípios do MA	Não	Não
APA do Arquipélago do Marajó	Amazônia, Marinho	45.247,79	1989	Estadual	PA	12 municípios do PA	Não	Não
APA do Delta do Parnaíba	Amazônia, Caatinga, Cerrado, Marinho	3.095,85	1996	Federal	PI, MA e CE	Tutóia, Paulino Neves, Araiões e Água Doce (MA), Ilha Grande, Parnaíba, Luís Correia e Cajueiro da Praia (PI), Chaval, Barroquinha (CE)	Não	Sim
APA da Foz do Rio Preguiças	Caatinga, Cerrado, Marinho	2.061,16	1991	Estadual	MA	Araiões, Barreirinhas, Tutóia, Água Doce do Maranhão	Não	Não
APA da Praia da Ponta Grossa	Caatinga, Marinho	160,55	1998	Municipal	CE	Icapuí (CE)	Não	Não
APA do Arquipélago de Santana	Marinho	473,19	1989	Municipal	RJ	Macaé (RJ)	Não	Não
APA do Parque Municipal Ecológico de Marapendi	Mata Atlântica	0,24	1991	Municipal	RJ	Rio de Janeiro (RJ)	Sim	Sim
APA de Guaraqueçaba	Mata Atlântica, Marinho	2.824,41	1985	Federal	PR	Antonina, Campina Grande do Sul, Guaraqueçaba, e Paranaguá (PR)	Sim	Sim
APA da Baleia Franca	Mata Atlântica, Marinho	1.548,59	2000	Federal	SC	Florianópolis, Garopaba, Içara, Imbituba, Jaguaruna, Laguna, Palhoça, Paulo Lopes e Tubarão (SC)	Não	Sim

(*) Legenda: PM = Plano de Manejo; CG = Conselho Gestor. Fonte: CNUC (MMA, 2019).

As APAs estão mais presentes no bioma Marinho e da Mata Atlântica. Cinco APAs exclusivamente marinhas abrangem uma área total de 791.353,00 km². Somente as APAs dos Arquipélagos de São Pedro e São Paulo e Trindade e Martim Vaz, criadas em 2018, totalizam 787.973,91 km².

Exemplo de implementação de APA: Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (AL e PE)

A APA Costa dos Corais é uma das duas APAs (sendo a outra, a APA de Fernando de Noronha) presentes no *ranking* das 10 UCs mais visitadas do Brasil, com um total 297.465 visitantes em 2018 (Figura 10). Foi criada pelo Decreto Federal de 23 de outubro de 1997 (BRASIL, 1997), abrangendo uma área de 4.042,68 km² e, aproximadamente, 120 km de extensão de praias e mangues. Inicia-se na margem direita da foz do rio Formoso no Oceano Atlântico, na praia de Carneiros (Tamandaré/PE); até a foz do rio Meirim (Maceió/AL). Essa APA foi criada com cinco objetivos:

1. Garantir a conservação dos recifes coralígenos e de arenito, com sua fauna e flora;
2. Manter a integridade do *habitat* e preservar a população do Peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*);
3. Proteger os manguezais em toda a sua extensão, situados ao longo das desembocaduras dos rios, com sua fauna e flora;
4. Ordenar o turismo ecológico, científico e cultural, e demais atividades econômicas compatíveis com a conservação ambiental; e
5. Incentivar as manifestações culturais e contribuir para o resgate da diversidade cultural regional.

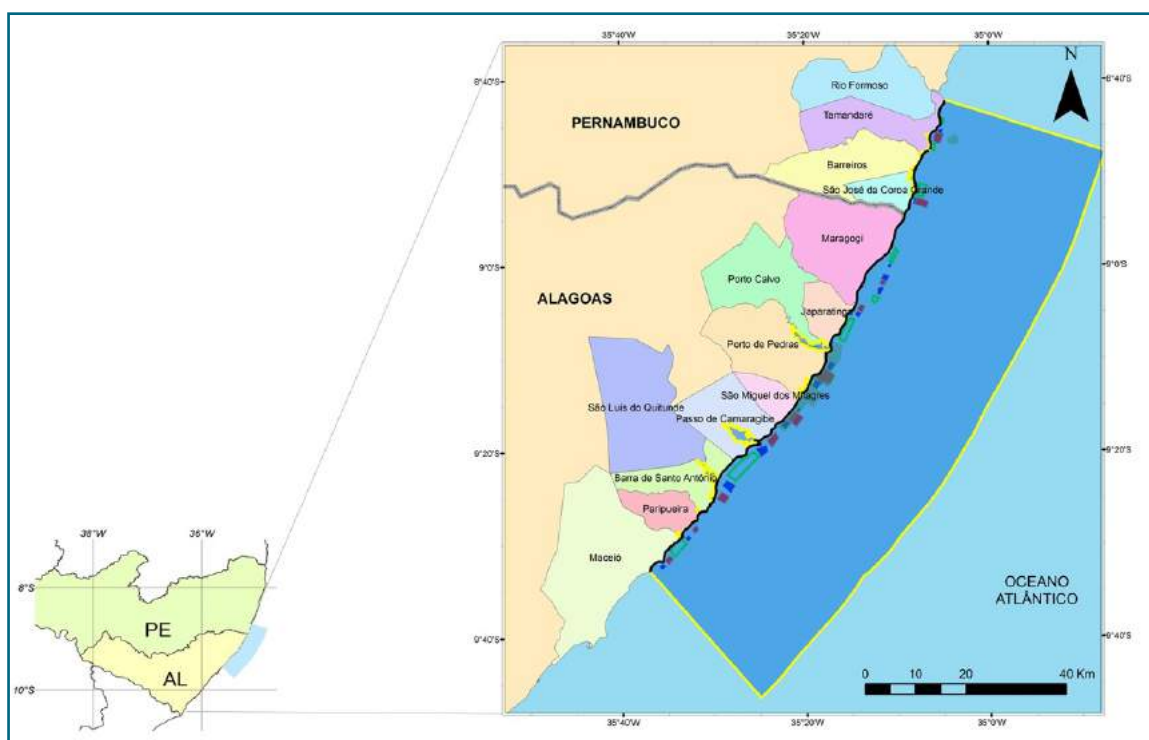


Figura 10. Mapa de localização da APA Costa dos Corais, entre os estados de Alagoas e Pernambuco. Fonte: elaboração própria, a partir de ICMBio (2013).

Os ecossistemas presentes na região são os recifes de corais, os manguezais, os estuários, as restingas e a Mata Atlântica. Os recifes de corais (Figura 11) são o elemento natural mais importante dessa UC e constituem-se no principal alvo da política ambiental, pois são suporte para a diversidade da vida marinha, representada por algas, corais, peixes, crustáceos, moluscos e o peixe-boi, mamífero ameaçado de extinção. Além de moldar todo o litoral da APA com um conjunto de piscinas naturais das mais diversas formas e tamanhos, amplamente visitadas por seu valor turístico.



Figura 11. Zona de visitação Galés de Maragogi (AL). Fonte: Salinas de Maragogi (2019).

Na área da unidade, os recifes de corais apresentam colunas com altura entre 5 e 6 m e, expandidos lateralmente no topo, criam superestruturas com espaços abertos na superfície, formando um sistema interconectado de cavernas. As superfícies dos recifes são normalmente cobertas por manchas de zoantídeos, tais como o *Palythoa* sp., e espessos tapetes de algas calcáreas – *Melobesia* sp. e *Lithothamnion* sp. Das 18 espécies de corais duros descritos na costa brasileira, nove estão presentes na região, sendo as principais espécies, a *Mussismilia harttii* e a *Montastrea cavernosa* (MMA, 2006).

4.2 ÁREA DE RELEVANTE INTERESSE ECOLÓGICO (ARIE)

Ao contrário das APAs, as áreas de relevante interesse ecológico (ARIEs) são em geral de pequena extensão, com pouca ou nenhuma ocupação humana; possuem características naturais extraordinárias ou simplesmente abrigam exemplares raros da biota local. A ARIE tem como objetivo manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas, de modo a compatibilizá-lo com os objetivos de conservação da natureza. Podem ser constituídas de terras públicas ou privadas, que no caso, podem ser utilizadas seguindo algumas normas e restrições, sempre de acordo com a Constituição Federal de 1988. Existem no país, seis ARIEs no bioma Marinho e compartilhados da Mata Atlântica, abrangendo uma área total de 221,16 km² (Quadro 8).

Dentre as ARIEs existentes, somente a ARIE Manguezais da Foz do Rio Mamanguape possui plano de manejo e nenhuma das unidades possuem conselho gestor, segundo os dados do CNUC (MMA, 2019). São três ARIEs estaduais, duas federais e uma municipal.

Quadro 8. ARIEs no bioma marinho e associado da Mata Atlântica no Brasil

Nome	Biomass	Área (Km ²)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	Plano de manejo	Conselho gestor
ARIE Ilhas Queimada Grande e Queimada Pequena	Marinho	0,65	1985	Federal	SP	Peruíbe (SP)	Não	Não
ARIE Manguezais da Foz do Rio Mamanguape	Mata Atlântica, Marinho	57,69	1985	Federal	PB	Marcação e Rio Tinto (PB)	Sim	Não
ARIE Zona da Vida Silvestre da APA da Ilha Comprida	Mata Atlântica, Marinho	128,61	1989	Estadual	SP	Ilha Comprida (SP)	Não	Não
ARIE do Degredo	Mata Atlântica, Marinho	23,57	2002	Municipal	ES	Linhares (ES)	Não	Não
ARIE de São Sebastião	Mata Atlântica, Marinho	6,08	2008	Estadual	SP	Caraguatatuba, Ilha Bela, São Sebastião, Ubatuba (SP)	Não	Não
ARIE do Guará	Mata Atlântica, Marinho	4,55	2008	Estadual	SP	Ilha Comprida (SP)	Não	Não

Fonte: CNUC (MMA, 2019).

**Exemplo de implementação de ARIE:
Área de Relevante Interesse Ecológico Municipal do Degredo (Linhares/ES)**

Situada no município de Linhares (ES), que abriga a foz do rio Doce, a ARIE Municipal do Degredo foi criada em 2002 e compõe o conjunto de três UCs do município (LINHARES, 2019). A ARIE do Degredo fica localizada na região de Degredo, no litoral de Linhares. Essa região abriga o Jardim das Guttatas, área onde foi identificada a existência de orquídeas endêmicas (que ocorrem somente na região). No período de floração, as orquídeas da espécie *Cattleya Guttata* (Figura 12) enfeitam a área com suas variadas cores formando um lindo jardim, conhecido como Jardim das Guttatas (PREFEITURA DE LINHARES, 2002).

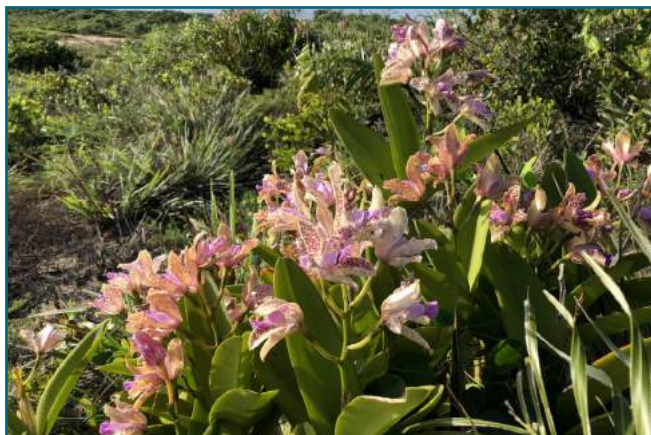


Figura 12.
Orquídeas da espécie *Cattleya Guttata* (Linhares/ES).
Fonte: Prefeitura de Linhares (2019).

Figura 13.
Tartaruga de Couro
(Mole ou Gigante),
Dermochelys coriácea,
em Linhares (ES).
Fonte: ICMBio (2017).



Além disso, o Degredo é área regular de desova das tartarugas marinhas *Caretta Caretta* e *Dermochelys coriácea* (Figura 13), sendo a segunda a mais criticamente ameaçada de extinção no mundo (Torres *et al.*, 2016).

4.3 RESERVA EXTRATIVISTA (RESEX)

De acordo com o artigo 18 da Lei do SNUC (BRASIL, 2000), a reserva extrativista (RESEX) é uma UC utilizada por populações extrativistas tradicionais, cuja subsistência baseia-se no extrativismo e, de forma complementar, na agricultura de subsistência e na criação de animais de pequeno porte. O objetivo desse tipo de unidade é proteger os meios de vida e a cultura dessas populações, e assegurar o uso sustentável de seus recursos naturais. As principais características das RESEXs são:

1. Área de domínio público concedida às populações extrativistas tradicionais. As áreas particulares incluídas em seus limites devem ser desapropriadas;
2. Deve ser gerida por um Conselho Deliberativo, administrado pelo órgão administrador da unidade e constituído por representantes de órgãos públicos, organizações da sociedade civil e populações tradicionais da área;
3. Visitação pública permitida como disposto no plano de manejo da unidade;
4. Pesquisa científica permitida e incentivada;
5. Proibidas a exploração de recursos minerais e a caça amadora ou profissional;
6. Caso haja recursos madeireiros, a exploração deverá ser realizada em bases sustentáveis.

Existem no Brasil, 23 RESEXs no bioma Marinho associado com os biomas da Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Essas unidades abrangem uma área total de 13.780,42 km². O estado do Pará possui a maior quantidade de RESEXs (10 unidades), totalizando 3.608,37 km². A menor RESEX fica entre os estados da Paraíba e Pernambuco, com 66,77 km². A maioria das RESEXs, 12 unidades (52,17%), não possuem conselho gestor; e somente duas unidades possuem plano de manejo: a RESEX Federal de Cururupu (MA) e a RESEX Marinha do Soure (PA). A maioria das RESEXs do bioma Marinho são federais e somente uma é estadual: a RESEX Marinha de Itaipu (Niterói/RJ). A primeira RESEX Marinha criada foi a a RESEX do Arraial do Cabo, em 1997. O Quadro 9 apresenta as informações de oito RESEXs localizadas no bioma Marinho e associado com os biomas da Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica.

Quadro 9. RESEXs no bioma Marinho e associado da Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica no Brasil

Nome	Biomassas	Área (Km ²)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	Plano de manejo	Conselho gestor
RESEX Marinha de Gurupi-Piraiá	Amazônia, Marinho	727,90	2005	Federal	PA	Viseu (PA)	Não	Não
RESEX Marinha do Delta do Parnaíba	Caatinga, Cerrado e Marinho	270,22	2000	Federal	MA, PI	Água Doce do Maranhão (MA) e Ilha Grande (PI)	Não	Não
RESEX do Cururupu	Mata Atlântica, Marinho	1.851,92	2004	Federal	MA	Cururupu (MA)	Sim	Sim
RESEX Prainha do Canto Verde	Caatinga, Marinho	298,05	2009	Federal	CE	Beberibe (CE)	Não	Não
RESEX Açau-Goiana	Mata Atlântica, Marinho	66,77	2007	Federal	PB, PE	Caaporã, Pitimbu (PB) e Goiana (PE)	Não	Não
RESEX Marinha da Lagoa do Jequiá	Mata Atlântica, Marinho	101,97	2001	Federal	AL	Jequiá da Praia (AL)	Não	Não
RESEX de Canavieiras	Mata Atlântica, Marinho	1.006,87	2006	Federal	BA	Belmonte, Canavieiras e Una (BA)	Não	Sim
RESEX Marinha Arraial do Cabo	Mata Atlântica, Marinho	516,50	1997	Federal	RJ	Arraial do Cabo (RJ)	Não	Sim

Fonte: CNUC (MMA, 2019).

***Exemplo de implementação de RESEX:
Reserva Extrativista Marinha de Soure (Soure/PA)***

A RESEX Marinha de Soure está localizada na costa leste da Ilha do Marajó (PA), a maior ilha fluviomarina do mundo, no estuário da Bacia Amazônica, onde desaguam o rio Amazonas no Oceano Atlântico pelo lado oeste e o rio Tocantins pelo leste da ilha (ICMBio, 2018b). Por isso, a mesma é muito visitada por turistas, sendo a 10ª UC do Brasil em número de visitação, tendo recebido 280.851 visitantes em 2018 (ICMBio, 2019). De acordo com o ICMBio (2018b), o surgimento da RESEX de Soure foi uma demanda dos povos e comunidades tradicionais da região (Figura 14). Esse movimento se iniciou no final dos anos 90, baseado na atividade extrativista dos pescadores em geral, com destaque para os caranguejeiros, que estavam preocupados com os impactos de pescarias predatórias praticadas por “invasores” oriundos principalmente do litoral paraense, na porção costeira de Soure/PA.



Figura 14. Atividades do Projeto Jovens Protagonistas da RESEX Marinha de Soure (PA). Fonte: ICMBio (2015).

Segundo o ICMBio (2018b), os manguezais contidos na RESEX de Soure fazem parte da maior faixa contínua de manguezal do mundo, que vai do estado do Maranhão até o Amapá. Dessa forma, de acordo com o mesmo instituto, trata-se de uma área estratégica para a conservação, sobretudo devido as questões socioambientais da Amazônia Atlântica, já que a região concentra a maior população e produção ligada à pesca artesanal marinha-costeira do Brasil. A demanda por criação de RESEXs marinhas na costa amazônica já permitiu a criação de 13 RESEXs federais e a RESEX de Soure foi a primeira da região.

4.4 RESERVA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (RDS)

De acordo com o artigo 20 da Lei do SNUC (BRASIL, 2000), as Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) são áreas naturais que abrigam populações tradicionais, cuja existência baseia-se em sistemas sustentáveis de exploração dos recursos naturais, desenvolvidos ao longo de gerações e adaptados às condições ecológicas locais, que desempenham um papel fundamental na proteção da natureza e na manutenção da diversidade biológica. As RDSs possuem as características a seguir:

1. São de domínio público e, quando necessário, as áreas particulares deverão ser desapropriadas;
2. A RDS deve ser gerida por um Conselho Deliberativo, presidido pelo órgão responsável pela administração da unidade e composto por representantes de órgãos públicos, organizações da sociedade civil e das populações residentes na área;
3. Visitação pública e pesquisa científica são permitidas, observando as disposições do plano de manejo;
4. Necessidade de equilíbrio entre o tamanho da população e a conservação ambiental;
5. A exploração dos ecossistemas naturais é permitida através de regime de manejo sustentável.

Existem quatro RDSs no bioma Marinho e biomas associados da Amazônia, Caatinga e Mata Atlântica no Brasil e cobrem uma área de 228,32 km². O quadro 10 apresenta as informações dessas unidades.

Quadro 10. Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDSs) no bioma Marinho e associados da Amazônia, Caatinga e Mata Atlântica no Brasil

Nome	Biomás	Área (Km2)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	Plano de manejo	Conselho gestor
RDS Estadual Ponta do Tubarão	Caatinga e Marinho	129,25	2003	Estadual	RN	Guamaré, Macau (RN)	Não	Sim
RDS Estadual Concha D'Ostra	Mata Atlântica, Marinho	9,54	2007	Estadual	ES	Guarapari (ES)	Não	Sim
RDS do Aventureiro	Mata Atlântica, Marinho	19,00	1990	Estadual	RJ	Angra dos Reis (RJ)	Não	Não
RDS Campo das Mangabas	Amazônia, Marinho	70,54	2016	Estadual	PA	Maracanã (PA)	Não	Não

Fonte: CNUC (MMA, 2019).

Nenhuma das RDSs possui plano de manejo e somente duas unidades possuem conselho gestor. Um fator de destaque dessas unidades é que todas foram criadas e são geridas na esfera estadual. A maior RDS em área encontra-se no estado do Rio Grande do Norte e a menor, no Espírito Santo.

Exemplo de implementação de RDS: Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Aventureiro (RJ)

Segundo o Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), o Parque Estadual Marinho do Aventureiro, criado em 1990 (RIO DE JANEIRO, 1990), foi recategorizado pela Lei Estadual N° 6.793/2014 (RIO DE JANEIRO, 2014) como Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Aventureiro. Além da porção marinha, a Vila do Aventureiro passou a integrar a RDS, através da redução de 2,7% da área original da REBIO Estadual da Praia do Sul (Figura 15), criada pelo Decreto Estadual N° 4.972/1981 (RIO DE JANEIRO, 1981).

Segundo o INEA, a RDS do Aventureiro é composta por uma parte terrestre e outra marinha, possuindo 1.910 mil ha de área total. Essa unidade tem como objetivo conciliar a preservação dos ecossistemas locais com a cultura caiçara, valorizando os modos de vida tradicionais, bem como as práticas em bases sustentáveis desenvolvidas pela população tradicional beneficiária da unidade.

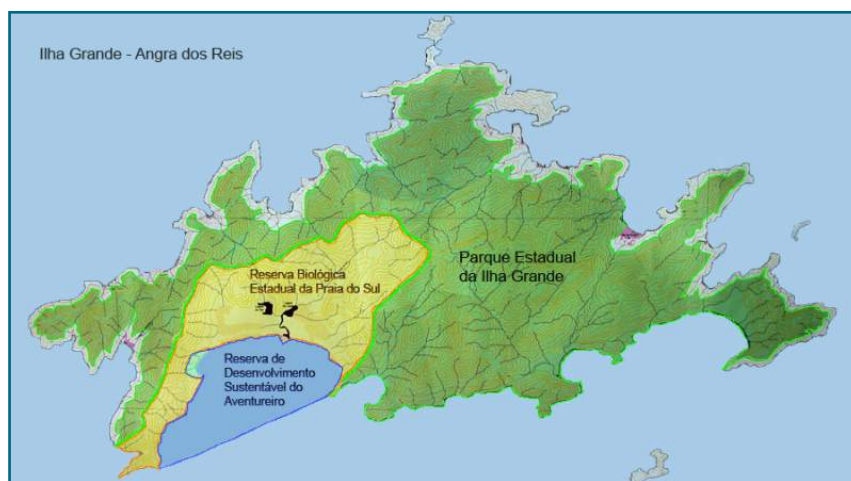


Figura 15. Mapa de localização da Reserva de Desenvolvimento Sustentável (RDS) do Aventureiro, na Ilha Grande, Angra dos Reis (RJ). Fonte: Ilha Grande.org (2015).

4.5 RESERVA PARTICULAR DO PATRIMÔNIO NATURAL (RPPN)

Como o nome indica, as RPPNs são áreas privadas gravadas com perpetuidade, com o objetivo de conservar a diversidade biológica. De acordo com art. 21 da Lei do SNUC (BRASIL, 2000), o proprietário da RPPN deverá assinar termo de compromisso perante a um órgão ambiental, que irá verificar a existência de interesse público e averbar à margem da inscrição no Registro Público de Imóveis. Nas RPPNs, são permitidas a pesquisa científica e a visitação turística, recreativa e educacional. Os órgãos ambientais poderão prestar orientação técnica e científica aos proprietários para elaboração do plano de manejo ou de gestão da unidade.

Em semelhante quantidade com as RDSs, existem quatro RPPNs no bioma Marinho e associado com a Mata Atlântica no Brasil, totalizando 42,98 km². Existe somente uma RPPN federal e as demais são estaduais (Quadro 11).

Quadro 11. Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) no bioma Marinho e associado da Mata Atlântica no Brasil

Nome	Biomias	Área (Km2)	Ano de criação	Esfera adm.	UF	Municípios	Plano de manejo	Conselho gestor
RPPN Dunas de Santo Antônio	Mata Atlântica, Marinho	3,63	2001	Federal	BA	Mata de São João (BA)	Não	Não
RPPN Fazenda Caruara	Mata Atlântica, Marinho	38,44	2012	Estadual	RJ	São João da Barra (RJ)	Não	Não
RPPN Marina do Conde	Mata Atlântica, Marinho	0,08	2013	Estadual	SP	Guarujá (SP)	Não	Não
RPPN Fazenda do Cathy	Mata Atlântica, Marinho	0,83	2014	Estadual	BA	Prado (BA)	Não	Não

Fonte: CNUC (MMA, 2019).

De acordo com CNUC (MMA, 2019), todas as RPPNs não possuem plano de manejo e nem conselho gestor. O estado da Bahia possui duas RPPNs no bioma Marinho associado com a Mata Atlântica e as outras duas estão localizadas nos estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Todas as RPPNs foram criadas após a instituição do SNUC, em 2000.

**Exemplo de implementação de RPPN:
Reserva Particular do Patrimônio Natural
Dunas de Santo Antônio (Mata de São João/BA)**

A RPPN Dunas de Santo Antônio é integrante do imóvel Fazenda Riacho das Flores e Bosque do Araken/Rozarinho, no município de Mata de São João (BA), reconhecida através da Portaria Nº 65/2001 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2001). De acordo com o Blog “Reserva Velha Bárbara”, a região da RPPN Dunas de Santo Antônio abriga um ecossistema de restinga, dunas e lagoas (Figura 16).

Figura 16.
Paisagem
da Reserva
Particular do
Patrimônio
Natural (RPPN)
Dunas de Santo
Antônio,
em Mata de São
João (BA).
Fonte:
Blog Reserva
Velha Bárbara.



Ainda de acordo com o Blog, a Vila de Santo Antônio também se encontra na região da RPPN (Figura 17), que é uma pequena comunidade de pescadores composta por parentes da mesma família.



Figura 17.
Vila de Santo Antônio
na RPPN Dunas de
Santo Antônio, em
Mata de São
Fonte: Blog Reserva
Velha Bárbara.

A vila possui barracas rústicas, cobertas de palha, nas quais são servidas comidas regionais, especializadas em frutos do mar. Além disso, peças artesanais de palha de piaçava e bolsas são confeccionados pelas artesãs da vila.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A revisão apresentada demonstra o potencial de cada categoria de UC para proteção e uso sustentável da biodiversidade nos biomas Marinho e associados. Algumas informações puderam ser sintetizadas a respeito das categorias dos dois grandes grupos de UCs. Na região Norte, nos estados do Amapá e Pará, não existe nenhuma UC nas categorias Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre (Proteção Integral); Área de Relevante Interesse Ecológico e Reserva Particular do Patrimônio Natural (Uso Sustentável). A região Nordeste somente não possui nenhuma Estação Ecológica, mas como a costa nordestina é habitada por inúmeras comunidades que dependem da pesca e do turismo, talvez a presença de uma ESEC na região poderia gerar conflitos, não sendo uma opção eficaz para o cumprimento de objetivos de conservação. A região Sudeste é a única região que possui representação de todas as categorias de UC e a região Sul não possui Reservas Extrativistas, Reservas de Desenvolvimento Sustentável, Áreas de Relevante Interesse Ecológico e Reservas Particulares do Patrimônio Natural, todas as categorias pertencentes ao grupo de uso sustentável.

Uma outra forma de analisar a presença das áreas protegidas é através da delimitação de grandes ecossistemas marinhos. De acordo com Schiavetti *et al.* (2013), citando Ekau e Knoppers (1999), tais ecossistemas no Brasil são divididos em: Plataforma Norte, Costa Leste e Plataforma Sul. A Plataforma Norte começa no extremo norte do litoral brasileiro no município do Oiapoque (AP) e termina na na região do Delta do Parnaíba, fronteira entre os estados do Maranhão e Piauí; a Costa Leste começa no Delta do Parnaíba, no município de Luís Correia (PI), e termina no Cabo de São Tomé (RJ). A Plataforma Sul começa na Península do Cabo de São Tomé (RJ) e termina no município de Chuí (RS). Utilizando a delimitação desses autores (*op. cit.*), em termos de área total, a Plataforma Norte possui a maior área total protegida, enquanto que a Plataforma Sul, a menor. Outra importante informação é que, do total de unidades de conservação existentes no bioma marinho e associados, apenas 13% são unidades de proteção integral. Essas unidades permitem algum tipo de uso dos recursos naturais de forma indireta, como a visitação pública e, dessa forma, pelo menos na zona costeira, é errôneo considerar que existe excesso de proteção ambiental.

Em relação aos planos de manejo e a presença de um conselho gestor nessas unidades, a revisão revela que a maioria das UCs da zona costeira não possuem ambos instrumentos de gestão. O plano de manejo objetiva guiar a UC no cumprimento dos objetivos estabelecidos na sua criação, enquanto que os conselhos gestores são fóruns de discussão, negociação e gestão da UC e sua área de influência, visando ao tratamento das questões ambientais, sociais, econômicas, culturais e políticas. Embora a existência do plano de manejo e do conselho gestor não seja por si só garantia de ausência de conflitos (Fontes e Guerra, 2016), a ausência desses dois importantes instrumentos impacta diretamente na gestão da UC e seu relacionamento com a população local, fazendo com que a unidade não possua sua importância reconhecida nas atividades socioeconômicas nos espaços territoriais que esteja inserida. Além disso, alguns autores apontam que, fora os domínios econômico e ambiental, as UCs se relacionam com as populações presentes nos outros espaços dominiais territoriais, tais como o espacial (questões relativas ao uso e ocupação do território), organizacional (envolvimento de órgãos gestores locais e organizações da sociedade civil) e cultural (influência da presença da UC nas manifestações culturais das populações) (Alves e Hanazaki, 2015). O amplitude do conjunto de domínios aos quais as UCs se relacionam demonstra a necessidade de inclusão da população local no processo de gestão das UC, seja através da construção e implementação efetiva do plano de manejo, seja através da composição e participação em reuniões do conselho gestor. Finalmente, agradeço as valiosas sugestões e recomendações da Prof^a Dr^a Mariana Clauzet na revisão desse capítulo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, R. P.; HANAZAKI, N. Áreas protegidas marinho-costeiras de Santa Catarina sob a perspectiva das populações locais. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo, v. XVIII, n. 4, out-dez. 2015, p. 97-118.

BPBES (PLATAFORMA BRASILEIRA DE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS). Serviços ecossistêmicos. Disponível em: <<https://www.bpbes.net.br/>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Sumário para tomadores de decisão: 1º diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Autoria e colaboração de Carlos A. Joly. et al. 1. ed. Edição do autor. Campinas, SP, 2018.

BRASIL. Decreto Federal de 23 de outubro de 1997. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais, nos Estados de Alagoas e Pernambuco, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/10/1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/Anterior%20a%202000/1997/Dnn5976.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Nº 8.505, de 20 de agosto de 2015. Dispõe sobre o Programa Áreas Protegidas da Amazônia, instituído no âmbito do Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 21/08/2015. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2015-2018/2015/Decreto/D8505.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Nº 84.973, de 29 de julho de 1980. Dispõe sobre a co-localização de Estações Ecológicas e Usinas Nucleares. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 30/07/1980. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-84973-29-julho-1980-434478-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em jul. 2019.

_____. Decreto Nº 88.218, de 06 de abril de 1983. Cria o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 07/04/1983. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D88218.htm>. Acesso em jul. 2019.

_____. Decreto Nº 98.864, de 23 de janeiro de 1990. Cria a Estação Ecológica de Tamoios, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/01/1990a. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1990/decreto-98864-23-janeiro-1990-328475-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em jul. 2019.

_____. Decreto Nº 99.142, de 12 de março de 1990. Cria, no Estado de Santa Catarina, a Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 13/03/1990b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99142.htm>. Acesso em jul. 2019.

_____. Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 19/07/2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acesso em fev. 2020.

DUDLEY, N.; ALI, N.; KETTUNEN, M.; MACKINNON, K. Editorial Essay: Protected Areas and The Sustainable Development Goals. *PARKS: The International Journal of Protected Areas and Conservation*, v. 23, n. 2, nov. 2017. 96p. Disponível em: <http://parksjournal.com/wp-content/uploads/2017/11/PARKS-23.2-low-res-10.2305IUCN.CH_2017.PARKS-23-2.en.pdf>. Acesso em fev. 2020.

FONTES, C. F. L.; GUERRA, A. J. T. Conflitos socioambientais na APA de Cairuçu (Paraty-RJ) à luz da sobreposição com unidades de conservação de diferentes categorias. *Geosp – Espaço e Tempo (Online)*, v. 20, n. 1, 2016, p. 178-193.

GOVERNO DO ESTADO DA GUANABARA. Decreto Estadual No 7.549, de 20 de novembro de 1974. Delimita a área da Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba e dá outras providências. Rio de Janeiro, Guanabara: Diário Oficial do Estado (DOE), 22/11/1974. Disponível em: <<https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/H0D00036.pdf>>. Acesso em jul. 2019.

IBAMA (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS). Portaria nº 65 de 21 de maio de 2001. Reserva Particular do Patrimônio Natural, de interesse público e em caráter de perpetuidade a área de 370 ha (trezentos e setenta hectares) integrante do imóvel Fazenda Riacho das Flores e Bosque do Araken/Rozarinho, reserva denominada Dunas de Santo Antônio no município de Mata de São João, Estado da Bahia. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 04/06/2001. Disponível em: <http://sistemas.icmbio.gov.br/site_media/portarias/2010/10/14/BA_RPPN_Dunas_de_Santo_Ant%C3%B4nio.pdf>. Acesso em set. 2019.

ICMBio (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). Brasil cria quatro novas unidades marinhas. Março de 2018a. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9509-brasil-cria-quatro-novas-unidades-marinhas/>>. Acesso em set. 2019.

_____. Plano de Manejo da APA Costa dos Corais. Tamandaré, PE: ICMBio, 2013. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/apacostadoscorais/images/stories/plano_de_manejo/PM_A-PACC_2013_JANEIRO.pdf>. Acesso em set. 2019.

_____. Plano de Manejo da Estação Ecológica Tupinambás e Refúgio de Vida Silvestre do Arquipélago de Alcatrazes. V. 1 – Diagnóstico. Brasília: ICMBio, 2017. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_esec_tupinambas_revisarquipelogoalcatrazes_vol1.pdf>. Acesso em jul. 2019.

_____. Plano de Manejo da Reserva Extrativista Marinha de Soure – PA, Brasília: ICMBio, 2018b. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_resex_marinha_de_soure_v19.pdf>. Acesso em jul. 2019.

_____. Plano de Manejo para a Reserva Biológica do Atol das Rocas, Brasília: ICMBio, 2007. 241p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/rebio_atol-das-rocas.pdf>. Acesso em jul. 2019.

_____. Parques e Florestas Nacionais. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/parnaabrollhos/guia-do-visitante.html>>. Acesso em set. 2019.

_____. Visitação em Parques Nacionais bate novo recorde em 2018. Fevereiro de 2019. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/10216-visitacao-em-parques-nacionais-bate-novo-recorde-em-2018>>. Acesso em set. 2019.

INEA (INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO). Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS/UnidadesdeConservacao/INEA0047361>>. Acesso em set. 2019.

IUCN (INTERNACIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). World Database Protected Areas (WDPA). Disponível em: <<https://www.protectedplanet.net/c/world-database-on-protected-areas>>. Acesso em ago. 2019.

LEWIS, N., DAY, J.C., WILHELM, A., WAGNER, D., GAYMER, C., PARKS, J., FRIEDLANDER, A., WHITE, S., SHEPPARD, C., SPALDING, M., SAN MARTIN, G., SKEAT, A., TAEI, S., TEROROKO, T., EVANS, J. Large-Scale Marine Protected Areas: Guidelines for design and management. Best Practice Protected Area Guidelines Series, v. xxviii, n. 26. Gland, Switzerland: IUCN, 2017. 120 p.

LINHARES. Lei nº 3.908, de 27 de dezembro de 2019. Dispõe sobre o Código Municipal do Meio Ambiente do município de Linhares (ES) e dá outras providências. Disponível em: <<http://legislacaocompilada.com.br/linhares/Arquivo/Documents/legislacao/html/L39082019.HTML#A222>>. Acesso: fev. 2020.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). Atlas dos recifes de coral nas unidades de conservação brasileiras. 2 ed. Brasília: MMA, 2006. 232p. Disponível em: <<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/images/abook/pdf/2016/agosto/Agos.16.27.pdf>>. Acesso em jul. 2019.

_____. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>>. Acesso em jul de 2019.

_____. Portaria Nº 3.642, de 10 de dezembro de 2018. Aprova o Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Coral-sol (*Tubastraea coccínea* e *Tubastraea tagusensis*) no Brasil - Plano Coral-sol, estabelecendo seu objetivo geral, objetivos específicos, ações, prazo de execução, coordenação e monitoria. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 11/12/2018. Disponível em: <http://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/54520540>. Acesso em jul de 2019.

OBSERVA (OBSERVATÓRIO DE ÁREAS PROTEGIDAS). Unidades de Conservação Municipais. Monumento Natural Municipal da Galheta. Santa Catarina: OBSERVA/UFSC, 2018. Disponível em: <<https://observa.ufsc.br/2018/05/08/monumento-natural-municipal-da-galheta/>>. Acesso em set de 19.

ONU (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS). Conheça a Agenda 2030. Disponível em: <<http://www.agenda2030.org.br/sobre/>>. Acesso em fev. 2020.

PREFEITURA DE FLORIANÓPOLIS. Lei Nº 10.100, de 06 de setembro de 2016. Altera a Lei Nº 3455, de 1990, definindo limites e categoria de manejo de unidade de conservação municipal, revoga Decreto Nº 698, de 1994, a Lei CMF Nº 195, de 1997, a Lei Nº 6237, de 2013, a Lei Nº 6733, de 2005, a Lei Nº 9698, de 2014, e dá outras providências. Florianópolis, SC: Diário Oficial do Município, 16/09/2016. Disponível em: <<https://leis-municipais.com.br/a2/sc/f/florianopolis/lei-ordinaria/2016/1010/10100/lei-ordinaria-n-10100-2016-altera-a-lei-n-3455-de-1990-definindo-limites-e-categoria-de-manejo-de-unidade-de-conservacao-municipal-revoga-decreto-n-698-de-1994-a-lei-cmf-n-195-de-1997-a-lei-n-6237-de-2013-a-lei-n-6733-de-2005-a-lei-n-9698-de-2014-e-da-outras-providencias>>. Acesso em jul. 2019.

PREFEITURA DE LINHARES. Lei Nº 2.322, de 05 de dezembro de 2002. Dispõe sobre o Código Municipal do Meio Ambiente do Município de Linhares, e dá outras providências. Linhares, ES: Diário Oficial do Município, 05/12/2002. Disponível em: <http://legislacaocompilada.com.br/linhares/Arquivo/Documents/legislacao/html_impresao/L23222002.html>. Acesso em set. 2019.

RIO DE JANEIRO. Decreto Nº 4.972, de 02 de dezembro de 1981. Cria a Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, na Ilha Grande. Rio de Janeiro, RJ: Diário Oficial do Estado (DOE), 03/12/1981. Disponível em: <http://www.ilhagrandehumanidades.com.br/sites/default/files/decretoestadual_4.972_02.12.1981.pdf> Acesso em set. 2019.

_____. Decreto Estadual Nº 15.983, de 27 de novembro de 1990. Cria o Parque Estadual Marinho do Aventureiro. Rio de Janeiro, RJ: Diário Oficial do Estado (DOE), 28/11/1990. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zzew/mde5/~edisp/inea0019758.pdf>>. Acesso em set. 2019.

_____. Lei Nº 6.793, de 28 de maio de 2014. Dispõe sobre a criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Aventureiro, na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, resultante da redução do limite da Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul e da recategorização do Parque Estadual Marinho do Aventureiro, e dá outras providências. Rio de Janeiro, RJ: Diário Oficial do Estado (DOE), 28/05/2014. Disponível em: <<https://gov-rj.jusbrasil.com.br/legislacao/122747746/lei-6793-14-rio-de-janeiro-rj>>. Acesso em set. 2019.

SCHIAVETTI, A.; MANZ, J.; SANTOS, C.Z.; MAGRO, T.C.; PAGANI, M.I. Marine Protected Areas in Brazil: An ecological approach regarding the large marine ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, v. 76, may 2013, p. 96-104. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.003>>. Acesso em set. 2019.

TORRES, C.; CREADO, E.; CARVALHO, J. Orquídeas versus Tartarugas Marinhas: tentando narrar simultaneamente conflitos aparentes e ocultos. *Caderno Eletrônico de Ciências Sociais*, Vitória, v. 4, n. 1, 2016, p. 86-108. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Eliana_Creado/publication/311678794_Orquideas_versus_Tartarugas_Marinhas_tentando_narrar_simultaneamente_conflitos_aparentes_e_ocultos/links/5854113c08ae81995eb1ce4b/Orquideas-versus-Tartarugas-Marinhas-tentando-narrar-simultaneamente-conflitos-aparentes-e-ocultos.pdf>. Acesso em set. 2019.

UNEP-WCMC (UN ENVIRONMENT WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE); IUCN (INTERNACIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE); NGS (NATIONAL GEOGRAPHIC SOCIETY). Protected Planet Report 2018. UNEP-WCMC, IUCN and NGS: Cambridge UK; Gland, Switzerland; and Washington, D.C., USA, 2018. Disponível em: <https://livereport.protectedplanet.net/pdf/Protected_Planet_Report_2018.pdf>. Acesso em set. 2019.

Indicadores aplicados ao Gerenciamento Costeiro Integrado sob a ótica dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas

Raquel Dezidério Souto¹

André Cavalcante da Silva Batalhão²

RESUMO

No presente capítulo são abordados aspectos sobre a problemática da zona costeira e como os Indicadores de Sustentabilidade podem auxiliar no diagnóstico e gerenciamento costeiros. Fundamentos de Gerenciamento Costeiro Integrado também são apresentados, incluindo referências normativas para o desenvolvimento deste campo no Brasil, tais como a Lei Federal Nº 7.661/1988, que instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, e sua regulamentação por meio do Decreto Nº 5.300/2004. As metas e indicadores para áreas costeiras e marinhas que constam do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 14 das Nações Unidas são contemplados, por sua importância para a conservação dos ambientes em questão. Por fim, são apresentadas neste capítulo algumas iniciativas com uso de Indicadores de Sustentabilidade para áreas costeiras em diferentes países. A partir da sua publicação, espera-se que o leitor compreenda a relevância da conservação das áreas costeiras e marinhas, e a importância da aplicação de métricas gerenciáveis em avaliações de sustentabilidade para áreas costeiras.

Palavras-chave: Indicadores de Sustentabilidade, Gerenciamento Costeiro Integrado, Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

1 Pós-doutoranda do Programa Nacional de Pós-doutorado da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (PNPD/Capes). Doutora em Geografia. Professora associada ao Laboratório de Cartografia (Geocart) do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PPGG/UFRJ). Presidenta no Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável – IVIDES.org. E-mail: raquel@ivides.org.

2 Pós-doutorando em Administração de Organizações na Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo (FEARP/USP). Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Pesquisador Associado ao Center for Environmental and Sustainability Research (CENSE), Universidade Nova de Lisboa. Pesquisador Colaborador do Global Organization Learning and Developing Network (GOLDEN). Pesquisador Associado do Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável (IVIDES.org). E-mail: andre.ciamb.ufg@gmail.com / batalhao@usp.br.

ABSTRACT

This chapter discusses aspects of the thematic of the coastal zone and how the Sustainability Indicators (SI) can assist in coastal diagnosis and management. Fundamentals of the Integrated Coastal Zone Management are also presented, including normative references for the development of this field in Brazil, such as the Federal Law 7661/1988, which instituted the National Coastal Management Plan, and its regulation by through the Decree 5300/2004. The goals and indicators for coastal and marine areas contained in the United Nations' Sustainable Development Goal 14 are contemplated, due to their importance for the conservation of the environments in question. Finally, some initiatives using Sustainability Indicators in coastal areas in different countries are presented in this chapter. From reading it, the reader is expected to understand the importance of conserving coastal and marine areas, and the importance of applying manageable metrics in sustainability assessments for coastal areas.

Keywords: Sustainability Indicators, Integrated Coastal Zone Management, Sustainable Development Goals.

1. A PROBLEMÁTICA DA ZONA COSTEIRA

De acordo com a Lei Nº 7.661/1988, a zona costeira (ZC) é definida como “o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos renováveis ou não, abrangendo uma faixa marítima e outra terrestre, que serão definidas pelo Plano”. Essa lei instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro do Brasil (PNGC) e prevê a realização de zoneamentos de usos e atividades, de modo a garantir a conservação dos recursos ali existentes. Ainda no texto, prevê a criação de unidades de conservação permanente para evitar a degradação da região (BRASIL, 1988). A Lei Nº 7.661/1988 foi regulamentada pelo Decreto Nº 5.300/2004, que faz a delimitação das áreas integrantes da ZC e define normas gerais para sua gestão ambiental. O mesmo decreto definiu as competências para o gerenciamento costeiro (GERCO), nos três níveis: federal, estadual e municipal, em um arranjo de gestão compartilhada, sendo o Ministério do Meio Ambiente, o órgão coordenador das ações e promotor da articulação intersetorial e interinstitucional (BRASIL, 2004).

Assim, pode-se apreender que o GERCO foi regulamentado no Brasil como um processo de gestão compartilhada das atividades socioeconômicas desenvolvidas na ZC, tendo como finalidade primordial: “garantir a utilização, controle, conservação, proteção, preservação e recuperação dos recursos naturais e ecossistemas costeiros” (CIRM, 1990). Para tanto, alguns instrumentos de GERCO estão previstos pelo Decreto Nº 5.300/2004, parte deles a serem aplicados pelo Governo Federal e outra parte, pelos órgãos ambientais estaduais, que realizarão as ações em conjunto com os municípios integrantes. São eles: o PNGC, O Plano de Ação Federal da Zona Costeira (PAF-ZC), o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (PEGC), o Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro (PMGC), o Sistema de Informações do Gerenciamento Costeiro (SIGERCO), o Sistema de Monitoramento Ambiental da Zona Costeira (SMA), o Relatório de Qualidade Ambiental da Zona Costeira (SQA-ZC), o Zoneamento Ecológico-econômico Costeiro (ZEEC) e o Macrodiagnóstico da Zona Costeira (BRASIL, 2004).

O segundo objetivo do GERCO, conforme descrito no Decreto Nº 5.300/2004, faz referência à gestão sustentável da ZC: “II - o estabelecimento do processo de gestão, de forma integrada, descentralizada e participativa, das atividades socioeconômicas na zona costeira, de modo a contribuir para elevar a qualidade de vida de sua população e a proteção de seu patrimônio natural, histórico, étnico e cultural” (BRASIL, 2004). No entanto, existe uma dificuldade inerente ao alcance desse objetivo, uma vez que a ZC configura-se como uma região com densidade demográfica superior à do País, cujas dinâmicas socioambientais integram um sistema complexo e onde há diversos tipos de conflitos de interesses entre os seus principais atores.

Além de constituir-se em uma região densamente povoada, a distribuição da população na ZC é muito heterogênea. De acordo com o Censo Demográfico de 2010, dos 15 municípios brasileiros com mais de 1 milhão de habitantes, 6 localizam-se na ZC; enquanto que, dos 64 municípios com 300 mil a um milhão de habitantes, 26 localizam-se na ZC. (IBGE, 2011). Comparando-se o crescimento da população em dois anos de realização do Censo Demográfico – 1991 e 2010, observa-se que houve maior incremento absoluto e relativo da população na ZC. Além disso, observa-se que, em 2010, a densidade demográfica na ZC era quase seis vezes a do País (Tabela 1).

Tabela 1. Incremento da população e densidade demográfica - Brasil/Zona costeira brasileira

	Incremento absoluto da população 1991 - 2010 (hab.)	Incremento relativo da população 1991 - 2010 (hab.)	Densidade Demográfica 2010 (hab./ Km2)
Brasil (Universo)	43.907.219	29,9	22,43
Brasil (Zona Costeira)	11.416.159	33,3	120,50

Fonte: elaboração própria, a partir dos dados do Universo dos Censos Demográficos de 1991 e 2010 do Brasil (BRASIL, 1991; 2010) e do “Atlas geográfico das áreas costeiras e oceânicas do Brasil” (IBGE, 2011).

Desde a colonização do Brasil, o litoral vem sendo paulatinamente ocupado e a maior parte das cidades atualmente mais populosas desenvolveram-se junto à foz de rios importantes, como o Rio São Francisco, o Rio Paraíba do Sul ou o Rio Uruguai. A localização de portos e indústrias próximos a estuários trouxe vantagem para o escoamento de mercadorias e para a utilização dos recursos hídricos (Moraes, 2007). Soma-se a isso o fato de que a bela paisagem natural da costa brasileira é aproveitada para o desenvolvimento do turismo e incremento das atividades de recreação. De 2000 a 2015, a receita cambial turística no Brasil passou de 1,8 a 5,8 bilhões de dólares americanos, uma variação de cerca de 322%. Ou seja, triplicou em quinze anos. Somente em 2015, a receita cambial turística brasileira representou 22,87% da receita cambial turística da América Latina (IBGE, 2016).

Outras atividades econômicas importantes para o País também têm se desenvolvido na ZC e representam uma participação expressiva nas Contas Nacionais do Brasil. A título de exemplo, cresceu o investimento público em portos, de R\$ 67,03 milhões (em 1999) para R\$ 580,97 milhões (em 2008), enquanto que o investimento privado passou de R\$ 108,11 milhões (em 1999) para R\$ 1,102 bilhões (em 2008). O investimento total em portos, somando-se as contribuições pública e privada, quase duplicaram nesse mesmo período, 1999 a 2008 (IPEA, 2010).

A produção aquícola nacional também tem crescido ano a ano, sendo a produção de 2014 estimada em aproximadamente R\$ 3,9 bilhões; R\$ 4,4 bilhões em 2015 e R\$ 4,5 bilhões em 2016 (IBGE, 2017). A produção de petróleo e gás natural sofreu um incremento significativo com a descoberta da camada pré-sal. As reservas provadas de petróleo eram de 12,9 bilhões de barris em 2009 e de 13,4 bilhões em 2018, enquanto que as reservas provadas de gás natural eram de 380 bilhões de m³ em 2009 e em 2015. A produção de petróleo passou de 2,02 milhões de barris/dia em 2009 para 2,68 milhões de barris/dia em 2018, enquanto que a produção de gás natural passou de 12,3 bilhões de m³ em 2009 para 25,2 bilhões de m³ em 2018 (ANP, 2019).

Todas essas atividades econômicas dividem o espaço da ZC e, frequentemente, ocorrem conflitos de interesse entre os principais atores. Assim, podem ocorrer disputas entre empresas petrolíferas e associações de pescadores, por exemplo, ou entre agências governamentais de conservação da natureza e empreendedores imobiliários. Assim, o GERCO constitui-se em um processo para minimização e controle desses conflitos, conforme aponta Goldberg (1994, p.135): “*The key to minimizing conflicts in the coast is population management*”.

2. FUNDAMENTOS DO GERENCIAMENTO COSTEIRO – MARCO TEÓRICO-CONCEITUAL

Inicialmente, é importante ressaltar que há diferentes definições para ZC (Souto, 2016) e a que está sendo adotada nesse capítulo é aquela contida na legislação brasileira, a qual, conforme citado anteriormente, considera a ZC como o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra e que contém uma faixa terrestre e outra marítima, a serem definidas pelo PNGC (BRASIL, 1988). A Resolução CIRM Nº 001/1990 definiu, para fins de GERCO, os limites externos para as faixas terrestre e marítima. Para a faixa terrestre: “a linha de cristas da configuração topográfica do litoral ou, no caso de planícies costeiras muito extensas, o ponto até onde se faz sentir a influência do mar (...)” e para a faixa marítima: “o espaço submerso até onde ocorram movimentos (ondas, correntes e marés), que possam ocasionar processos naturais (sedimentação ou erosão), capazes de afetar a natureza constitutiva da costa” (CIRM, 1990).

Já o Decreto Nº 5.300/2004 definiu as mesmas faixas de modo mais exato, sendo a faixa marítima: “o espaço que se estende por doze milhas náuticas, medido a partir das linhas de base, compreendendo, dessa forma, a totalidade do mar territorial” e a faixa terrestre: “o espaço compreendido pelos limites dos municípios que sofrem influência direta dos fenômenos ocorrentes na zona costeira” (BRASIL, 2004).

Da mesma forma, há diversas definições para GERCO (Souto, 2016) e a adotada nesse capítulo é a do Grupo de Especialistas em Aspectos Científicos da Proteção Ambiental Marinha (sigla inglesa, GESAMP): “O objetivo do gerenciamento costeiro integrado é aumentar a qualidade de vida das comunidades que dependem dos recursos costeiros, enquanto mantém a diversidade biológica e a produtividade dos ecossistemas costeiros”(GESAMP, 1996, p. iv, tradução minha).

Para alcançar esse fim, o GESAMP indica que, para a realização de um programa de GERCO com sucesso, há de se considerar as seguintes condições: i) envolvimento da participação pública, ii) inclusão de fases de desenvolvimento e aplicação de políticas públicas, legislações e arranjos institucionais que atendam às necessidades locais, sem perder de vista as prioridades nacionais; e iii) promover a colaboração entre cientistas e agentes públicos em todas as fases de planejamento e gerenciamento de políticas e programas e no design, implementação e acompanhamento das atividades de pesquisa associadas. O grupo de especialistas sugere ainda quatro elementos e cinco fases de desenvolvimento (Figura 1) do GERCO:

- | | |
|---|---|
| E
L
E
M
E
N
T
O
S | <ol style="list-style-type: none"> 1. Geográfico, abarcando as inter-relações e interdependências entre os compartimentos da ZC (terrestre, estuarino, litorâneo e <i>offshore</i>); 2. Temporal, considerando o longo prazo no planejamento e implementação das ações de GERCO; 3. Setorial, levando em consideração as inter-relações entre os setores que utilizam a ZC e seus recursos; 4. Político-institucional, envolvendo ampla consulta entre Governo, setores socioeconômicos e comunidade no planejamento e desenvolvimento dos programas e políticas e na resolução de conflitos de interesse. |
| F
A
S
E
S | <ol style="list-style-type: none"> 1. Levantamento - avaliação e identificação dos temas relevantes para o GERCO; 2. Preparação do programa de GERCO - construção da visão de futuro e preparação do plano de gerenciamento, com participação dos principais atores envolvidos; 3. Adoção formal e financiamento do programa - tomada de decisão do Governo; 4. Implementação do programa - operacionalização do plano de GERCO, idealmente, contando com a aplicação de novos controles, regulações e incentivos; 5. Avaliação - avaliação do plano de GERCO, a partir dos resultados obtidos da implementação. Reinício do ciclo. |

(adaptado de GESAMP, 1996, p.3-6, tradução nossa)

Em todo esse processo, é importante promover a efetiva integração entre Ciência e gerenciamento, sempre procedendo à avaliação sobre os valores e necessidades das sociedades humanas envolvidas no GERCO, além das capacidades e interesses das instituições que cumprem papel relevante no processo. Para além do conhecimento acerca de como os ecossistemas respondem às pressões antrópicas, deve-se dar importância também para os arranjos institucionais e como os mesmos estão funcionando e se inter-relacionando para que sejam atingidos os objetivos previstos no plano de gerenciamento.

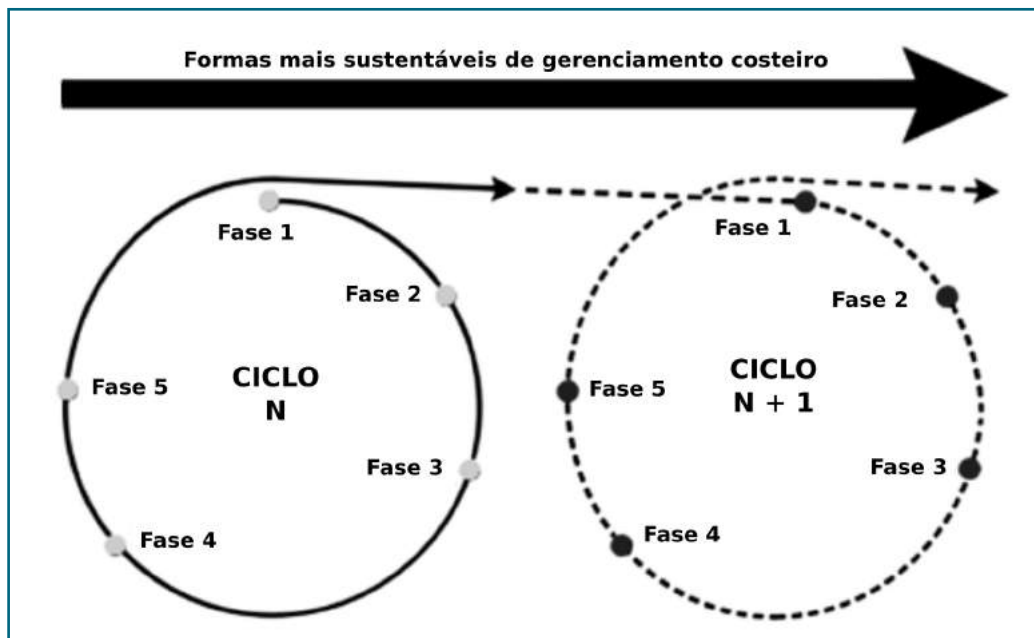


Figura 1. Fases do processo de Gerenciamento Costeiro Integrado.
 Fonte: GESAMP (1996) *apud* Xavier (2010, p.8).

Para auxiliar na avaliação inicial e final do ciclo de GERCO, diversos organismos multinacionais tem sugerido o desenvolvimento de conjuntos de indicadores que deem conta de traduzir os sistemas complexos em medidas estatisticamente significativas e que sejam úteis para a gestão (Souto, 2011). Segundo a Organização para a Cooperação e o Desenvolvimento Econômico – OCDE, um indicador pode ser definido como um valor derivado de parâmetros, que provê informações a respeito de um fenômeno (OECD,1993). No entanto, algumas metas comuns de gerenciamento costeiro e marinho sustentável devem ser estabelecidas, antes que sejam definidos e formulados os indicadores a serem aplicados no processo de GERCO, como indicado por Cicin-Sain e Knecht (1998 *apud* IOC, 2003, p. 6, tradução nossa):

- Desenvolvimento sustentável de áreas costeiras e marinhas;
- Redução da vulnerabilidade das áreas costeiras e seus habitantes a desastres naturais;
- Bem-estar sustentável dos ecossistemas costeiros;
- Qualidade de vida sustentável das comunidades costeiras;
- Melhoria dos processos de governança.

Já a Comissão Oceanográfica Intergovernamental (COI), apresenta metas e funções mais pragmáticas para o GERCO (Quadro 1).

Quadro 1. Metas e funções para o processo de GERCO propostas pela COI

Metas	Funções
Planejamento territorial	Planejar os usos presentes e futuros de áreas oceânicas e costeiras.
	Prover uma visão de longo prazo.
Promoção do desenvolvimento econômico	Promover usos apropriados das áreas oceânicas e costeiras (p. ex. maricultura, ecoturismo, ...).
Administração dos recursos	Proteger a base ecológica das áreas oceânicas e costeiras.
	Preservar a diversidade biológica.
	Garantir a sustentabilidade dos usos.
Resolução de conflitos	Balancear e harmonizar usos existentes e potenciais.
	Abordar conflitos entre usos costeiros e oceânicos.
Proteção da segurança pública	Proteger a Segurança Pública em áreas oceânicas tipicamente propensas a desastres naturais ou aqueles induzidos pelo Homem.
Propriedade das águas e terras submersas públicas	Gerenciar recursos e áreas mantidas pelo Governo com sabedoria e com bons retornos econômicos à população.

Fonte: IOC (2006, p. 6, tradução nossa).

No Brasil, a integração dos atores se faz por meio de comitês gestores de áreas estratégicas, tais como os comitês de bacias hidrográficas (BRASIL, 1997) ou por meio dos subgrupos de trabalho do Grupo de Integração em Gerenciamento Costeiro (GI-GERCO), criado pela Portaria Ministerial Nº 0440/1996, no âmbito da CIRM (MINISTÉRIO DA MARINHA, 1996). Por meio da Resolução CIRM Nº 003/2011, foram acrescentados outros integrantes ao GI-GERCO, expandindo a sua estrutura (CIRM, 2011). A competência para o GI-GERCO, conforme definido na supracitada Portaria é a de promover a articulação das ações federais incidentes da ZC, a partir dos planos de ação federal. O primeiro Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (PAF-ZC) foi elaborado em 1998; o segundo, em 2005; o terceiro, em 2015 e o quarto, em 2017 (CIRM, 2017). No III PAF-ZC, são adotados três direcionadores: “i) melhoria da qualidade ambiental costeira e estuarina; ii) melhor articulação institucional para elaborar e efetivar ações; e iii) hierarquização e priorização de ações na ZC” (CIRM, 2015, p. 4), a partir dos quais são definidas as ações prioritárias. No IV PAF-ZC, foram definidas ações e grupos de trabalho envolvendo diversos setores do Governo Federal, para dar continuidade ao processo de GERCO no Brasil. Para parte das ações, foram detalhadas atividades e prazos de realização, além de indicadores de avaliação para acompanhamento do desenvolvimento das mesmas.

Finalmente, nessa seção, pode ser apreendido que o GERCO é um PROCESSO, cuja característica principal reside na integração entre os atores e cujo objetivo primordial é o de preservar a sustentabilidade dos recursos, aliado à garantia da segurança e qualidade de vida das comunidades costeiras. Para realizá-lo, são previstas algumas ferramentas de gestão governamental pela legislação brasileira e são fomentados o planejamento e aplicação de conjuntos de indicadores pelos organismos multinacionais voltados à temática, tais como a UNESCO ou a COI.

Nas seções seguintes, serão apresentadas considerações relacionadas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especificamente relacionados aos ambientes costeiros e marinhos; e ainda, citados alguns estudos de caso de indicadores de Gerenciamento Costeiro Integrado e sustentável para ilustrar a aplicação dos ODS às iniciativas dos países, no desenvolvimento de seus conjuntos de indicadores para GERCO.

3. OS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DAS NAÇÕES UNIDAS

O modelo corrente de abordagem da sustentabilidade baseia-se na Agenda 2030, liderada pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), estendendo o horizonte de avaliação das dimensões da sustentabilidade, de maneira mais democrática, incluindo países desenvolvidos e países em desenvolvimento (Nilsson *et al.*, 2016; Chapman e Shigetomi, 2018). Essa abordagem é uma resposta à agenda final desenvolvida em 2015, para orientar uma nova fase de compromisso político para enfrentar os desafios da sustentabilidade contemporânea, favorecendo esforços conjuntos para alcançar o progresso social, econômico, institucional e ambiental nos 193 estados membros da ONU (UN, 2015). De acordo com Caney (2018) e Zhang (2018), o desenvolvimento sustentável não é apenas uma questão de justiça para atender às necessidades atuais, mas também para influenciar e moldar um conceito mais profundo de justiça intergeracional. Neste contexto, os Indicadores de Sustentabilidade (IS) podem ajudar a caracterizar as dimensões da sustentabilidade (Ramos, 2019; Vásquez *et al.*, 2015), desempenhando um papel fundamental no processo de tomada de decisão (Dahl, 2012), incluindo atividades e operações destinadas a atender aos objetivos e metas para a sustentabilidade.

3.1 BREVE HISTÓRICO

Em 2015, nações concordaram com uma nova agenda de desenvolvimento internacional, a Agenda 2030 (UN, 2015). Composta por 17 ODS, apoiados por 169 metas, esta proposta emerge na função de substituir os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio. Uma das principais funções dos ODS é fornecer um quadro de avaliação dentro do qual a ação em relação aos vários acordos entre as nações pode ser coordenada (Le Blanc, 2015). Para tanto, Lu *et al.* (2015) apoiam-se no argumento de que a prioridade para os sistemas de monitoramento específicos de ODS deve ser informar as resultantes deste processo de coordenação. Por outro lado, o debate sobre a Agenda 2030 ainda é considerado bastante limitado em seu escopo (Güney-Frahm, 2018). Mesmo com inconsistências e críticas sobre a continuidade e compatibilidade desta nova proposta (Weber, 2017; Carant, 2017), estudiosos no assunto apontam para um potencial de mudança nas políticas de desenvolvimento (Fukuda-Parr, 2016).

Anterior aos ODS, a adoção dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODMs) promoveu avanços relevantes em diferentes áreas. No entanto, os resultados se apresentaram muito desiguais, especialmente em comparações regionais, nacionais e intranacionais. Os ODS, também chamados de Objetivos Globais, são uma proposta mais ambiciosa que se baseia em um conjunto de objetivos direcionados para complementar e reforçar as conquistas marcadas pelos ODM (Alshuwaikhat e Mohammed, 2017).

O sucesso da Agenda 2030 depende diretamente das estratégias nacionais de cada país que compõem esta proposta. Assim, é fundamental definir cada critério de avaliação, para cada domínio dos ODS, auxiliando a identificação de variáveis para compor o quadro de avaliação. Para Reyers *et al.* (2017), todos os critérios exigem um modelo conceitual para orientar o funcionamento dos sistemas em relação ao nível de sustentabilidade global e do bem-estar, composto por um conjunto de elementos e suas inter-relações. Os autores ainda revelam que não há uma postura consensual para um único modelo sistemático que englobe todo o escopo dos ODS.

Para o desenvolvimento de agendas futuras para a sustentabilidade, Bell e Morse (2018) defendem que a prática reflexiva deve ser um elemento essencial para futuros trabalhos neste campo de conhecimento. Os autores destacam a aparente ausência de reconhecimento explícito sobre problemas e erros pretéritos na utilização de IS. Eles reforçam sua sustentação, afirmando que há muitos autores que ignoram conclusões contrárias, de caráter falseador, esquecendo-se de discutir de maneira honesta os resultados diferentes, apropriando-se de maneira incorreta do vasto conteúdo da literatura produzida. Isso ainda acontece na comunidade científica contemporânea, porque ainda há uma divergência entre os pressupostos de diferentes programas de pesquisa e a realidade do que o cientista realmente encontra, sente e sabe. De acordo com Ramos (2019), no contexto do atual, de cenário crítico para IS, um conjunto de diferentes questões sobre o DS devem ser integradas para superar potenciais e reais desafios, e oportunidades relevantes.

Nas ciências da sustentabilidade, existem cada vez mais novas arenas e plataformas de conhecimento interdisciplinares, envolvendo diferentes competências e compromissos. Allenby (2006) enfatiza que esse campo de conhecimento possui uma abordagem sistêmica e multidisciplinar para entender de maneira objetiva seus próprios pressupostos, bem como suas conclusões derivadas. O mesmo autor também argumenta que há uma necessidade latente de desenvolver métodos e estruturas intelectuais mais abrangentes, descartando abordagens reducionistas que não capturam a complexidade do DS. A partir das interações das dimensões, novos campos de pesquisa surgem, espalhando para as disciplinas convencionais, novos olhares e abordagens complementares. A Figura 2 ilustra a integração dos ODS no processo de desenvolvimento sustentável e a importância, característica e função transversal que a dimensão institucional exerce na execução das metas da Agenda 2030.

Diante das significativas diferenças de abordagens de monitoramento entre os países, é primordial que haja um guia conceitual para o desenvolvimento de mecanismos políticos institucionais, em todos os níveis territoriais, dada a sua transversalidade no processo do desenvolvimento sustentável. Assim, se faz necessário reunir um conjunto mínimo e comum de medidas para a avaliação da sustentabilidade. Isso pode apoiar a identificação de potencialidades locais e regionais, que devem ser exploradas e divulgadas por meio de relatórios de comunicação, de maneira democrática e acessível. Nesse ínterim, é relevante incluir variáveis críticas que sejam cruciais para avaliar o caminho que está sendo percorrido para a sustentabilidade global e o bem-estar humano, auxiliando na construção de cenários futuros, a fim de prever e reverter possíveis caminhos incongruentes e equivocados. Essa ainda é uma lacuna sensível para a comunidade científica e precisa de atenção conceitual e de ações práticas constantes.



Figura 2. Integração das dimensões da sustentabilidade.
Elaboração própria, baseado em Rockström and Sukhdev (2014) e UN (2015).

3.2 BREVE DESCRIÇÃO DOS ODS E DAS METAS DA AGENDA 2030

O compromisso da Agenda 2030 destaca que os ODS e suas respectivas metas são integrados e indivisíveis, de natureza global e universalmente aplicáveis, levando em consideração diferentes contextos e realidades nacionais, capacidades e níveis de desenvolvimento particulares, respeitando as políticas e prioridades nacionais. No entanto, as metas são aspirações globais (Quadro 2), podendo ser estabelecidas de acordo com cada governo, formulando e aplicando suas próprias metas nacionais, guiadas pelo nível global de ambição (UN, 2015). Isso caracteriza uma proposta descentralizada e democrática, onde cada governo pode decidir como essas metas devem ser incorporadas nos processos de gestão e planejamento, políticas públicas e estratégias nacionais de planejamento.

Quadro 2. Descrição dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030

 <p>1 ERRADICAÇÃO DA POBREZA</p>	<p>Objetivo 1. Acabar com a pobreza em todas as suas formas em todos os lugares.</p>	 <p>10 REDUÇÃO DAS DESIGUALDADES</p>	<p>Objetivo 10. Reduzir a desigualdade dentro e entre países.</p>
 <p>2 FOME ZERO E AGRICULTURA SUSTENTÁVEL</p>	<p>Objetivo 2. Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhorar a nutrição e promover a agricultura sustentável.</p>	 <p>11 CIDADES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS</p>	<p>Objetivo 11. Tornar cidades e assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis.</p>
 <p>3 SAÚDE E BEM-ESTAR</p>	<p>Objetivo 3. Garantir uma vida saudável e promover o bem-estar para todos em todas as idades.</p>	 <p>12 RESPONSIBLE CONSUMPTION AND PRODUCTION</p>	<p>Objetivo 12. Garantir padrões sustentáveis de consumo e produção.</p>
 <p>4 QUALITY EDUCATION</p>	<p>Objetivo 4. Garantir uma educação de qualidade inclusiva e equitativa e promover oportunidades de aprendizagem ao longo da vida para todos.</p>	 <p>13 AÇÃO CONTRA A MUDANÇA GLOBAL DO CLIMA</p>	<p>Objetivo 13. Tomar medidas urgentes para combater as mudanças climáticas e seus impactos.</p>
 <p>5 IGUALDADE DE GÊNERO</p>	<p>Objetivo 5. Alcançar a igualdade de gênero e capacitar todas as mulheres e meninas.</p>	 <p>14 LIFE BELOW WATER</p>	<p>Objetivo 14. Conservar e usar de forma sustentável os oceanos, mares e recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável.</p>
 <p>6 ÁGUA POTÁVEL E SANEAMENTO</p>	<p>Objetivo 6. Garantir a disponibilidade e o gerenciamento sustentável da água e saneamento para todos.</p>	 <p>15 VIDA TERRESTRE</p>	<p>Objetivo 15. Proteger, restaurar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerenciar florestas de forma sustentável, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade.</p>
 <p>7 AFFORDABLE AND CLEAN ENERGY</p>	<p>Objetivo 7. Garantir acesso a energia confiável, sustentável e moderna para todos.</p>	 <p>16 PAZ, JUSTIÇA E INSTITUIÇÕES EFICAZES</p>	<p>Objetivo 16. Promover sociedades pacíficas e inclusivas para o desenvolvimento sustentável, fornecer acesso à justiça para todos e construir instituições efetivas, responsáveis e inclusivas em todos os níveis.</p>
 <p>8 DECENT WORK AND ECONOMIC GROWTH</p>	<p>Objetivo 8. Promover crescimento econômico sustentado, inclusivo e sustentável, emprego pleno e produtivo e trabalho decente para todos.</p>	 <p>17 PARCERIAS E MEIOS DE IMPLEMENTAÇÃO</p>	<p>Objetivo 17. Fortalecer os meios de implementação e revitalizar a parceria global para o desenvolvimento sustentável.</p>
 <p>9 INDUSTRY, INNOVATION AND INFRASTRUCTURE</p>	<p>Objetivo 9. Construir infraestrutura resiliente, promover a industrialização inclusiva e sustentável e promover a inovação.</p>		

Elaboração própria, baseado em UN (2015).

Cada ODS deve orientar análises regulares em todos os níveis territoriais, fortalecendo redes existentes de instituições e mecanismos de acompanhamento e revisão das métricas inseridas nas metas. A geração de relatórios permitirá a avaliação do progresso e a identificação dos desafios nos níveis local, regional e global. Isso permite que haja debates temáticos intra-regionais e revisões sem interrupção temporal, proporcionando a indicação de recomendações e manutenção para avaliação e acompanhamento da sustentabilidade em vários níveis.

3.3 ODS RELACIONADOS ÀS ÁREAS COSTEIRAS E MARINHAS

Desde o desenvolvimento e adoção da Agenda 2030 pela Assembleia Geral da ONU em 2015, avaliações iniciais de sustentabilidade foram publicadas para medir o progresso em relação aos ODS e às respectivas metas associadas. No entanto, a maioria destas avaliações se direcionaram para os recursos terrestres, negligenciando ou excluindo em sua totalidade as áreas costeiras da avaliação da sustentabilidade no âmbito dos ODS (Pradhan *et al.*, 2017; Heimann, 2018). Isso se justifica, principalmente, pela falta ou baixa disponibilidade de dados para geração de indicadores associados ao ODS 14, em que a interrupção temporal na geração de dados também é um desafio a ser transposto (Virto, 2018), já que, por definição, o DS requer avaliação contínua ao longo do tempo. Nesse contexto, a inclusão de um ODS específico para os oceanos e áreas costeiras, como parte da Agenda 2030, pode ser considerado um passo importante para alcançar um nível de gestão e de planejamento mais abrangente, melhorando e motivando o desenvolvimento de comunidades costeiras sustentáveis e resilientes. No Quadro 3, estão descritas as metas do ODS 14, bem como os indicadores sugeridos pela UN (2015).

Segundo o IBGE (2019), para o ODS 14, o Brasil produziu apenas 10% dos indicadores propostos, em que 60% das metas não podem ser cobertas por falta de dados e 30%, não possuem metodologia global para os indicadores. Isso demonstra o grande desafio a ser enfrentado por pesquisadores, gestores públicos e sociedade em geral. Os diferentes tipos de indicadores podem gerar falta de consenso metodológico entre os usuários e tomadores de decisão, o que distancia cada vez mais o desenvolvimento de informações relevantes para a conservação e uso sustentável dos mares, oceanos e recursos marinhos.

A experiência de Dovern *et al.* (2014) demonstrou como indicadores diferentes, refletindo várias dimensões do DS, podem ser agregados de maneira significativa após um tratamento metodológico apropriado. Isso também permite avaliar a sensibilidade dos valores agregados e desagregados (temáticos) em relação à viabilidade de manutenção e interconexão entre diferentes dimensões do DS. Contudo, as várias dimensões do DS refletidas pelo conjunto de indicadores subjacentes, podem não refletir integralmente as possibilidades e especificidades da área costeira considerada, carecendo de uma revisão de todo processo de avaliação e suas implicações derivadas. Além disso, é prudente destacar que as instituições devem assumir o papel de execução e fiscalização do processo de avaliação, legitimando os indicadores selecionados e construídos junto às partes interessadas, garantindo que as demandas e anseios da sociedade em geral sejam atendidos. Segundo Gao *et al.* (2014), a gestão de áreas costeiras requer uma abordagem institucional efetiva para controlar a poluição das águas costeiras, a fim de cumprir o ODS 14.

Os arranjos institucionais que atuam no controle de áreas costeiras podem levar a conquistas positivas e efetivas. No entanto, ainda existem insuficiências institucionais, implicando em dificuldades operacionais no gerenciamento de regiões costeiras. É perceptível que a gestão das águas costeiras ainda possui um caráter unidimensional (ambiental) e os setores governamentais tem jurisdições conflitantes e sobrepostas. A gestão de áreas costeiras necessita não apenas de cooperação multitemática e intersetorial, mas também de colaboração intermunicipal e regional, indo além dos limites da administração local. É notório que as questões e demandas desta natureza são transfronteiriças e de alto nível de complexidade prática (aplicabilidade) e conceitual (consenso teórico).

Quadro 3. Metas e indicadores sugeridos pelas Nações Unidas, para cumprimento do ODS 14

Metas	Indicadores
14.1 Até 2025, prevenir e reduzir significativamente a poluição marinha de todos os tipos, especialmente a advinda de atividades terrestres, incluindo detritos marinhos e a poluição por nutrientes.	14.1.1 Índice de eutrofização costeira e densidade de detritos plásticos flutuantes
14.2 Até 2020, gerir de forma sustentável e proteger os ecossistemas marinhos e costeiros para evitar impactos adversos significativos, inclusive por meio do reforço da sua capacidade de resiliência, e tomar medidas para a sua restauração, a fim de assegurar oceanos saudáveis e produtivos.	14.2.1 Proporção da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) nacional gerenciada com base no uso de abordagens ecossistêmicas.
14.3 Minimizar e enfrentar os impactos da acidificação dos oceanos, inclusive por meio do reforço da cooperação científica em todos os níveis	14.3.1 Acidez média marinha (pH) medida num conjunto representativo de estações de coleta
14.4 Até 2020, efetivamente regular a coleta, e acabar com a sobrepesca, ilegal, não reportada e não regulamentada e as práticas de pesca destrutivas, e implementar planos de gestão com base científica, para restaurar populações de peixes no menor tempo possível, pelo menos a níveis que possam produzir rendimento máximo sustentável, como determinado por suas características biológicas	14.4.1 Proporção da população de peixes (fish stocks) dentro de níveis biologicamente sustentáveis.
14.5 Até 2020, conservar pelo menos 10% das zonas costeiras e marinhas, de acordo com a legislação nacional e internacional, e com base na melhor informação científica disponível.	14.5.1 Cobertura de áreas marinhas protegidas em relação às áreas marinhas.
14.6 Até 2020, proibir certas formas de subsídios à pesca, que contribuem para a sobrecapacidade e a sobrepesca, e eliminar os subsídios que contribuam para a pesca ilegal, não reportada e não regulamentada, e abster-se de introduzir novos subsídios como estes, reconhecendo que o tratamento especial e diferenciado adequado e eficaz para os países em desenvolvimento e os países menos desenvolvidos deve ser parte integrante da negociação sobre subsídios à pesca da Organização Mundial do Comércio.	14.6.1 Grau de implementação de instrumentos internacionais que visam combater a pesca ilegal, não declarada e não regulamentada.
14.7 Até 2030, aumentar os benefícios econômicos para os pequenos Estados insulares em desenvolvimento e os países menos desenvolvidos, a partir do uso sustentável dos recursos marinhos, inclusive por meio de uma gestão sustentável da pesca, aquicultura e turismo.	14.7.1 Pesca sustentável como proporção do PIB nos pequenos Estados insulares em desenvolvimento, nos países menos desenvolvidos e em todos os países
14.a Aumentar o conhecimento científico, desenvolver capacidades de pesquisa e transferir tecnologia marinha, tendo em conta os critérios e orientações sobre a Transferência de Tecnologia Marinha da Comissão Oceanográfica Intergovernamental, a fim de melhorar a saúde dos oceanos e aumentar a contribuição da biodiversidade marinha para o desenvolvimento dos países em desenvolvimento, em particular os pequenos Estados insulares em desenvolvimento e os países menos desenvolvidos.	14.a.1 Proporção do total do orçamento de pesquisas alocado para pesquisas na área da tecnologia marinha.
14.b Proporcionar o acesso dos pescadores artesanais de pequena escala aos recursos marinhos e mercados.	14.b.1 Grau de aplicação de uma estrutura legal/reguladora /política/institucional que reconheça e proteja os direitos de acesso à pesca em pequena escala.
14.c Assegurar a conservação e o uso sustentável dos oceanos e seus recursos pela implementação do direito internacional, como refletido na Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (sigla inglesa, UNCLÓS), que provê o arcabouço legal para a conservação e utilização sustentável dos oceanos e dos seus recursos, conforme registrado no parágrafo 158 do "Futuro que queremos".	14.c.1 Número de países com progressos na ratificação, aceitação e implementação, através de quadros legais, políticos e institucionais, de instrumentos relacionados com o oceano que implementam o direito internacional, tal como refletido na Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, para a conservação e uso sustentável dos oceanos e seus recursos.

Elaboração própria, a partir de UN (2015).

A utilização de indicadores estritamente relacionados a um ODS específico pode limitar o horizonte de avaliação e também amplificar fragilidades setoriais. Para melhorar o entendimento sobre as relações entre os ODS da Agenda 2030 e o tema que permeia áreas costeiras, se faz necessário dimensionar as intra-relações entre o ODS 14 e os demais ODS. Com isso, se torna mais claro o impacto das ações provenientes do ODS específico no cenário geral de avaliação. A Figura 3 ilustra as conexões entre as metas e os demais ODS, facilitando a identificação de indicadores-chave para o processo de gestão da sustentabilidade em áreas costeiras.

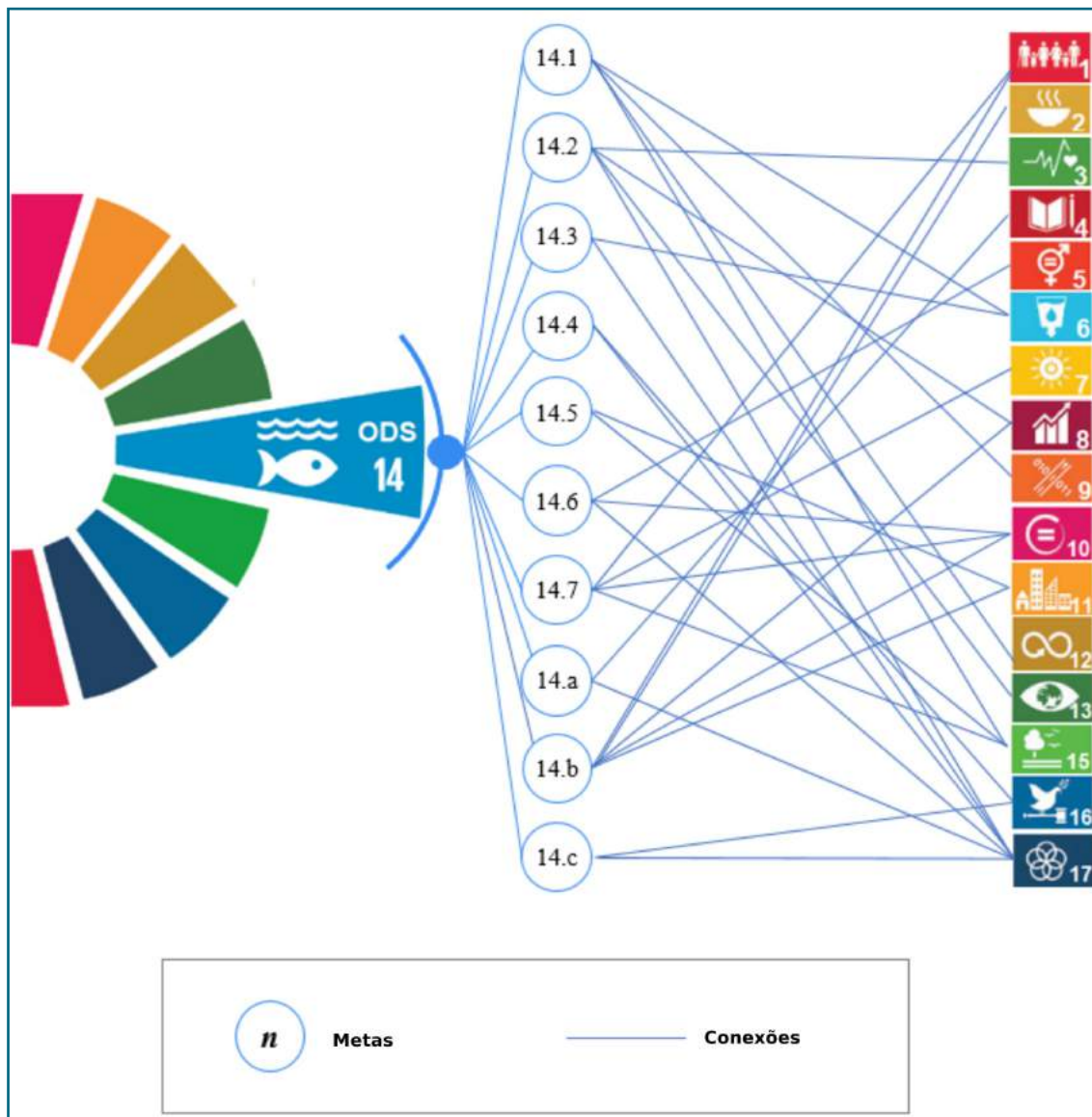


Figura 3. Matriz de relacionamento multi-objetivo centralizada na gestão de áreas costeiras. Elaboração própria, a partir de UN (2015).

O reconhecimento da complexidade do DS, bem como a consideração da objetividade e subjetividade dos indicadores, são necessários para melhorar a compreensibilidade de uma proposta de monitoramento para áreas costeiras. A interação dos indicadores de diferentes dimensões, além de carregar valores estratégicos e emergentes, pode ser usado para entender e comensurar as interações entre questões sociais, técnicas, ambientais, políticas, culturais, geográficas, micro e macroeconômicas.

Dessa forma, é possível fornecer uma visão geral do objeto analisado. Cabe destacar que a matriz apresentada acima representa apenas um exemplo de aspectos relacionais, que podem interagir dependendo das escolhas do usuário, resultando em conclusões subordinadas ao processo de seleção dos objetivos de avaliação. Há muitos métodos para explorar as relações correlacionadas e causais entre os indicadores. Contudo, é possível fornecer recomendações úteis para gestores e formuladores de política para áreas marinhas, focando na exploração de relacionamentos diretos e indiretos, em diferentes níveis de intensidade, nas múltiplas dimensões do DS, para interpretar relações de causa e efeito ou de determinação de sequência de efeito, por exemplo.

4. INDICADORES APLICADOS AO GERENCIAMENTO COSTEIRO INTEGRADO E SUSTENTÁVEL

Os indicadores são medidas estatísticas formuladas para inferir sobre uma realidade complexa, uma vez que seria praticamente impossível levantar informações a nível detalhado sobre todos os aspectos de todas as dimensões envolvidas na problemática da ocupação e uso da ZC.

No entanto, para fazer bom uso dos indicadores, há de se levar em conta alguns cuidados, de modo que os valores obtidos mediante sua aplicação, sejam de fato representativos da realidade a ser captada. Nessa via, Meadows (1998) lembra que os indicadores surgem de valores e criam valores. Jannuzzi (2012) argumenta que há frequentemente uma confusão entre a medida e o fenômeno a ser medido, a que denomina como “reificação do indicador sintético” (por exemplo, quando reduz-se a pobreza a uma medida, como o PIB *per capita* ou o Índice de Gini). Já Bell e Morse (2011) alertam para o perigo de reduzir-se demais o fenômeno:

Os indicadores deveriam ser uma ferramenta para ajudar na política [pública] fundamentada em evidências, mas eles simplificam demais a complexidade e, assim, tornam-se confusos? Qual é a evidência de que eles têm alguma influência entre aqueles destinados a utilizá-los? Há perguntas talvez óbvias, mas incrivelmente elas têm recebido muito pouca atenção entre os pesquisadores. (Bell e Morse, 2011, p.5, tradução nossa).

Por outro lado, os aspectos positivos inerentes ao uso de indicadores podem ser muito úteis do ponto de vista da gestão: i) podem ser usados para sumarizar questões complexas ou multidimensionais e assim, apoiar a tomada de decisão; ii) fornecem uma grande representação, podendo ser mais fácil sua interpretação do que buscar a tendência em muitos indicadores separados; iii) podem ajudar a reduzir uma lista de indicadores; e iv) podem ajudar a atrair a atenção do público (Saltelli *et al.*, 2004).

Especificamente para a América Latina e Caribe, Rayén Quiroga fez um guia metodológico para o desenvolvimento de indicadores ambientais e de DS. A pesquisadora asseverou que há algumas vantagens na utilização de indicadores, devido a duas características importantes encontradas nos países da região em questão: complexidade dos fenômenos naturais, implícita na vastidão do território de certos países; e os custos elevados envolvidos na compilação e atualização de estatísticas ambientais oficiais. As vantagens residem na simplificação da informação e a orientação da coleta de dados de acordo com os indicadores previamente formulados, a qual pode reduzir custos de levantamento e organização dos dados. No entanto, alerta para cuidados na produção dos indicadores para que se chegue a resultados que representam bem a realidade: i) trabalho de equipe eficaz, com integração entre as agências governamentais e cientistas; ii) organização adequada, uma vez que normalmente, lida-se com grande volume de dados e informações; iii) seleção eficaz dos dados e informações, uma vez que há grande variedade de dados que podem ser utilizados; iv) *design* orientado à demanda, projetando o sistema de indicadores de modo que seja útil à resolução da problemática ou ao acompanhamento do processo; v) escolha de um número manejável de indicadores, já que um número muito grande pode contribuir para aumentar os custos ou para confundir a tomada de decisão; vi) cumprimento rigoroso da metodologia, assegurando a qualidade em cada etapa executada; vii) adoção de um formato para comunicação dos indicadores que seja amigável ao usuário; e viii) flexibilidade e perseverança para lidar com possíveis mudanças que venham a ocorrer no processo: na equipe, na lista de indicadores, na disponibilidade das estatísticas etc (Quiroga, 2009).

A COI publicou em 2006, um manual para correta aplicação dos indicadores, denominado “*A handbook for measuring the progress and outcomes of integrated coastal and ocean management*” (tradução nossa). Na obra, são elencados os cuidados na concepção e uso de indicadores, conforme reproduzido a seguir.

- Reportar em grandes escalas pode encobrir informações localmente relevantes;
- Os indicadores podem conduzir o processo, em vez de ser mais uma ferramenta;
- Os gerentes de projetos ou programas podem ser responsabilizados por processos e/ou resultados sobre os quais não possuem controle;
- Adoção de expectativas não realistas;
- Avaliação de resultados sem considerar o contexto espacial/ temporal;
- Uma estrutura de ordenamento inadequada, que pode causar confusão sobre como expressar os indicadores para uma questão específica;
- Tentar medir o que é mensurável em vez de medir o que é importante; e
- Dependência de um modelo falso ou de relacionamentos falsos entre os indicadores.

(IOC, 2006, p.16, tradução nossa)

A COI define ainda, um conjunto de indicadores de GERCO, de estado (pontuais no tempo) e de processo/performance (medidos ao longo do tempo), classificados em três categorias:

- Indicadores de governança – medem a performance dos componentes do programa (planejamento e implementação do plano de GERCO), assim como o progresso e a qualidade das intervenções e do processo de GERCO propriamente dito;
- Indicadores ecológicos – refletem a tendência do estado do ambiente. Por natureza, são descritivos, quando descrevem o estado do ambiente em relação a um tema em particular. Tornam-se indicadores de performance se compararem condições atuais com condições ecológicas ideais; e
- Indicadores socioeconômicos - refletem o estado do componente humano dos ecossistemas costeiros e marinhos (por exemplo, a atividade econômica) e são um elemento essencial no desenvolvimento dos planos de GERCO. Ajudam a medir a extensão do sucesso do GERCO no gerenciamento de pressões humanas de modo que resulte não somente em melhoria do ambiente natural, como também em melhoria da qualidade de vida nas áreas costeiras, bem como em benefícios socioeconômicos.

(IOC, 2006, p.12, tradução nossa)

O Programa das Nações Unidas para o Ambiente publicou também em 2009 um guia que considera essa integração entre BHs e ZCs, o “*Conceptual Framework and Planning Guidelines for Integrated Coastal Area and River Basin Management*”. No documento, sugere-se a integração não apenas de áreas geográficas, como também de dimensões da sustentabilidade, como a ambiental e a socioeconômica; além da proposição e aplicação de indicadores e de cenários, como suporte informacional para a análise, predição e tomada de decisão. A estrutura da base de dados sugerida contém os seguintes tipos de dados: condições ambientais básicas (geologia, hidrologia, clima, biologia e topografia), recursos naturais (suprimento de água, terras agricultáveis, campos de pastagem, recursos pesqueiros e aquáticos, recursos recreativos e turísticos, recursos históricos naturais, recursos minerais), desastres naturais (deslizamento de terra, desastres geotécnicos etc), uso da terra (agrícola, extrativista, industrial, residencial e serviços), redes e infraestrutura (fornecimento de água e drenagem, disposição do lixo, transporte etc). Na fase de avaliação, os indicadores e outras informações são então congregados em um sistema de suporte à decisão, construído com auxílio de um SIG. Para desenvolvimento do plano de gestão para a área considerada (Mediterrâneo), foram utilizados: cenários de desenvolvimento do ambiente (*Environment-development scenarios*), análise de capacidade de carga (*Carrying Capacity Analysis*). A primeira técnica permite inferir sobre a integração entre o ambiente e o desenvolvimento de longo prazo, enquanto que a segunda permite inferir sobre como o ambiente suportará diferentes níveis de pressão de desenvolvimento. Para implementação do plano, foram considerados: instrumentos de regulação e controle, zoneamento com buffer, instrumentos econômicos, sensibilização do público (capacitação e educação), estudo de impacto ambiental, avaliação ambiental estratégica, avaliação econômica de custos e benefícios, análise de riscos e resolução de conflitos (UNEP, 2009).

A Unesco publicou em 2001 um guia metodológico intitulado: “*Steps and tools towards integrated coastal area management*”, que sugere a adoção dos indicadores em duas etapas do processo de GERCO: na aplicação do plano de gerenciamento e na etapa de avaliação e ajuste do plano. Na etapa de aplicação do plano, os indicadores são utilizados na produção de relatórios e comunicação de prosseguimento do programa, enquanto que na etapa de avaliação e ajuste do plano, são utilizados nas metodologias de avaliação, em fóruns e seminários, também na produção de relatórios e outros tipos de publicação de resultados. O documento classifica ainda os IS em quatro tipos: 1. indicadores de condição de sustentabilidade; 2. indicadores de desvio da norma; 3. indicadores de impacto; e 4. indicadores de limiares/riscos (UNESCO, 2001).

A despeito das dificuldades inerentes à proposição e formulação dos indicadores, os mesmos tem sido utilizados para auxiliar o processo de GERCO em diversos países do mundo, porém as medidas relacionadas às áreas costeiras e marinhas tem sido ainda subutilizadas. Souto (2011) comparou conjuntos de IS utilizados por sete países: SayDS (Argentina), IBGE (Brasil), Statistics Canada (Canadá), INEGI (México), INE (Espanha), APA (Portugal), e DEFRA (Reino Unido); e três organizações multinacionais: Projeto GEO, REDESA e ILAC. A partir dos resultados, observou-se que, do total de indicadores de cada uma das dez fontes analisadas, há poucos indicadores relacionados às áreas costeiras e marinhas, com percentuais que não chegam a 15%. Além disso, grande parte dos indicadores ecológicos sugeridos no Handbook publicado pela COI (IOC, 2006) não foram levados em consideração pelas fontes analisadas. Os indicadores identificados como aqueles relacionados aos oceanos, mares e costas nessa pesquisa são apresentados no Quadro 4.

Ehler (2003) propôs e analisou indicadores para medir a performance do processo de gerenciamento costeiro, com enfoque na fase de avaliação do programa. Os indicadores foram testados na avaliação do gerenciamento integrado de áreas marinhas protegidas (AMPs) e foram concebidos para serem utilizados globalmente. O pesquisador argumenta que antes da elaboração da lista de indicadores, devem ser levados em consideração os objetivos principais do programa de gerenciamento e definidos objetivos específicos, pragmáticos, relacionados ao cotidiano. Por exemplo, um objetivo principal seria “Proteger, restaurar e melhorar os habitats costeiros”, enquanto que o objetivo específico associado seria “Preservar 20% das bacias hidrográficas como área de proteção permanente até 2020”. Assim, ressalta três características fundamentais para os indicadores: simples, quantificável e comunicável. Sugere ainda, quatro tipos para classificação dos indicadores: 1. *Input indicators* (indicadores iniciais ou de entrada); 2. *Process indicators* (indicadores de processo); 3. *Output indicators* (indicadores de saída) e 4. *Outcome indicators* (indicadores de resultados).

Henocque (2003) examinou cinco estudos de caso na França, para avaliar as experiências locais de GERCO e o uso de instrumentos de planejamento. Para tanto, foi realizada uma entrevista com cinco representantes principais do processo de GERCO e outras cinquenta pessoas envolvidas no processo, de onde foram formulados sete índices: 1. Índice de relevância; 2. Índice de arranjo atores/institucional; 3. Índice de uso e integração dos instrumentos; 4. Índice de informação e comunicação; 5. Índice de resultados; 6. Índice de prosseguimento e avaliação; e 7. Índice de adaptação e sustentabilidade. Para cada indicador, foram utilizadas notas de 1 a 3, representando níveis baixo, médio e alto, de acordo com as respostas nas entrevistas. Valores médios foram obtidos então para cada índice proposto. O pesquisador argumentou que é possível que os indicadores sejam percebidos qualitativamente por um grupo de especialistas, partindo de um mesmo nível de informação e obtendo-se resultados comparáveis.

Olsen (2003) apresentou dois modelos com uso de indicadores para avaliação do progresso das iniciativas de gerenciamento costeiro. O primeiro, relaciona quatro ordens de resultados que agrupam as sequências de mudanças institucionais, sociais e ambientais, que podem levar a formas mais sustentáveis de desenvolvimento costeiro. O segundo, é uma versão do modelo consagrado de evolução do gerenciamento costeiro apresentado pelo GESAMP (1996). O pesquisador argumenta que, para alcançar os principais objetivos do GERCO (melhoria do ambiente físico e melhoria da qualidade de vida da população costeira), o plano deve possuir as seguintes características: ser sustentável ao longo do tempo; adaptável mediante mudanças rápidas nas condições; e promotor de mecanismos para encorajar/requerer formas particulares de uso dos recursos e comportamentos cooperativos entre instituições e grupos de usuários.

No primeiro modelo proposto por Olsen (2003), para cada uma das quatro ordens de resultados do GERCO, são sugeridos indicadores levando em consideração as três escalas, nacional, regional e local. No segundo modelo, foram relacionados indicadores para cada etapa do ciclo de desenvolvimento do processo de GERCO, como descrito por Gesamp (1996). Por meio da aplicação dessa avaliação, o pesquisador pode observar se as iniciativas analisadas possuíam experiência e capacidade governamental preexistentes, a escala adotada, o escopo dos esforços e os resultados desejados.

Quadro 4. Indicadores de desenvolvimento sustentável em áreas costeiras e marinhas

	Projeto GEO	REDESA	ILAC	SayDS (2010)	IBGE (2010)	Statistics Canada (2007)	INE (2000)	INEGI (2000)	APA (2009)	DEFRA (2010)
										
Balneabilidade				X						
Capturas marinhas (peixes, crustáceos e moluscos marinhos)	X									
Capturas pesqueiras fora dos limites de seguridade biológica							X			
Carga de fósforo total estimada das principais fontes pontuais diretas (marinhas e continentais)						X				
Concentração de mercúrio em peixes e moluscos							X			
Crescimento da população em áreas costeiras								X		
Depleção dos estoques pesqueiros mundiais	X									
Evolução da biomassa desovante e recrutamento de lagostim									X	
Evolução da biomassa desovante e recrutamento de pescada									X	
Evolução da biomassa e biomassa reprodutiva				X						
Extração de pescados principais		X								
Mudança na massa glacial	X									
Número de embarcações dedicadas à pesca		X								
Número de espécies com restrição de operação		X								
Percentual de áreas costeiro-marinhas protegidas em relação à área costeiro-marinha total			X							
População residente em áreas costeiras				X						
Produção de pescado marítima e continental				X						
Relação entre captura máxima permissível/ desembarques				X						
Rendimento máximo sustentável da pesca								X		
Sustentabilidade de estoques pesqueiros nas cercanias do País										X

Fonte: Souto (2011).

Bowen e Riley (2003) realizaram um levantamento sobre algumas estruturas para avaliação das mudanças ocorridas nas costas e bacias hidrográficas (BHs) e que utilizam indicadores socioeconômicos. Os autores argumentaram que um bom sistema de indicadores deve apontar não apenas as mudanças, como também o porquê e outras questões pertinentes à variação (onde, como, ...). Dentre os modelos observados, destacam o modelo PSR da Organização para a Cooperação Econômica e o Desenvolvimento – OCDE (OECD, 1993). Por meio da aplicação desse modelo, o pesquisador pode relacionar as pressões antrópicas sobre o ambiente e formular ações necessárias para a prevenção/mitigação dos danos. Posteriormente, o modelo foi expandido para incorporar as forças diretoras das pressões e os impactos relacionados, sendo então denominado DPSIR. Para cada uma das categorias – forças diretoras, pressão, estado, impacto e resposta, os pesquisadores apresentaram uma lista de indicadores socioeconômicos, a título de exemplo. Por meio da adoção de indicadores socioeconômicos, é possível realizar a integração entre a condição social, as dinâmicas ambientais e a resposta institucional. O que pode contribuir para melhorar a tomada de decisão relacionada ao uso sustentável dos recursos.

Linton e Warner (2003) discutiram que os bioindicadores podem fornecer sinais da condição biológica dos ecossistemas e relacionaram bioindicadores importantes para a ZC do Caribe. Os pesquisadores afirmam que os bioindicadores são úteis para o processo de GERCO, pois os mesmos alertam sobre algum tipo de degradação ou poluição em estágio inicial, permitindo que medidas sejam tomadas a fim de preservar recursos naturais de valor crítico. Além disso, sinalizam sobre poluentes que estão biodisponíveis e que são nocivos à biota. Em terceiro lugar, os danos crônicos usualmente não perceptíveis por medidas físicas ou químicas, podem ser avaliados por meio do uso de bioindicadores. Finalmente, sua aplicação também possibilita inferir sobre a combinação entre diferentes tipos de impactos, situação comumente encontrada nas ZCs.

Botero *et al.* (2016) desenvolveram uma estrutura de avaliação com indicadores para inferir sobre o progresso no planejamento terrestre e marinho na Colômbia e em Cuba. Os pesquisadores argumentaram que são utilizadas frequentemente unidades geográficas de análise diversas, a depender do tipo de abordagem no processo de gerenciamento: bacia hidrográfica (no caso de planejamento baseado na bacia hidrográfica), área marinha (no caso de planejamento espacial marinho), município e/ou ZC (no caso de GERCO). Mas, que todas elas podem convergir no âmbito do GERCO, fazendo-se a integração entre os ambientes terrestre e marinho. Utilizando como base o trabalho de Gallagher (2010), sugeriram os indicadores: planejamento, participação, comunicação, integração, responsabilidade e balanço; para avaliar alguns instrumentos de planejamento da Colômbia e de Cuba. Para cada indicador, foram atribuídas notas (0, 3, 7 e 10), para avaliar o progresso em casos particulares, sendo o valor zero atribuído ao pior cenário e 10, ao melhor. Os valores são atribuídos segundo critérios constantes no padrão de sustentabilidade costeira, sugeridos por Gallagher (2010). Os pesquisadores observaram que há recorrentemente confusão na denominação “planejamento” e “gerenciamento” em muitos instrumentos avaliados; há necessidade de integração entre Governo, comunidade e cientistas; há escassez na literatura científica de abordagens que utilizam a bacia hidrográfica (BH) como parte da ZC. Os pesquisadores observaram que não há integração entre os ambientes terrestre e marinho nos instrumentos avaliados, o que denota a setorização dos esforços de planejamento, mesmo que haja conexão socioecológica entre estas áreas. E concluíram que a aplicação da estrutura de indicadores proposta mostrou grande potencial para a apresentação gráfica dos resultados de um modo que integra as unidades geográficas comumente utilizadas (BHs, áreas marinhas, municípios, ZC) e que é de fácil compreensão para os gestores e participantes de modo geral.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 14 das Nações Unidas, que concerne na conservação e uso sustentável dos oceanos, mares e recursos marinhos, é importante para o enfrentamento de problemas ambientais cada vez mais frequentes e que apresentam consequências, por vezes, definitivas. Derrames de petróleo, acidificação dos oceanos, sobrepesca, são alguns dos problemas que podem levar à morte de populações inteiras de organismos.

Os IS podem ajudar no diagnóstico ambiental da zona costeira, primeira fase do ciclo do gerenciamento costeiro, à medida em que fornecem medidas que traduzem sua realidade complexa em sinais simplificados (mas não simplórios), que funcionam como orientadores para a formulação de planos e ações que promovam a sustentabilidade costeira.

No entanto, ainda há necessidade de desenvolvimento efetivo e aplicação dos IS pelos países, como parte de sua estratégia conservacionista para regiões costeiras e marinhas. Espera-se que o presente capítulo contribua para a compreensão da relevância de tais regiões e forneça o ponto de partida para que mais ações de conservação sejam realizadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLENBY, B. Macroethical systems and sustainability science. *Sustainability Science*, v. 1, n. 1, 2006, p. 7–13. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11625-006-0003-8>>. Acesso em dez. 2019.

ALSHUWAIKHAT, H. M.; MOHAMMED, I. Sustainability Matters in National Development Visions – Evidence from Saudi Arabia’s Vision for 2030. *Sustainability*, v. 9, n. 408, 2017, p.1-15, 2017. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Habib_Alshuwaikhath/publication/314434847_Sustainability_Matters_in_National_Development_Visions-Evidence_from_Saudi_Arabia's_Vision_for_2030/links/58c225e192851c0ccbed9169/Sustainability-Matters-in-National-Development-Visions-Evidence-from-Saudi-Arabias-Vision-for-2030.pdf>. Acesso em dez. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO (ANP). Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis 2019. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/publicacoes/anuario-estatistico/5237-anuario-estatistico-2019>>. Acesso em dez. 2019.

BELL, S.; MORSE, S. Groups and indicators in post-industrial society. *Sustainable Development*, 18 nov. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/sd.531>>. Acesso em dez. 2019.

BELL, S., MORSE, S. What next? In: BELL, S., MORSE, S. (Eds.). *S. Routledge Handbook of Sustainability Indicators*. London, UK, and New York, USA : Routledge, Taylor & Francis Group, 2018, 568 p.

BOTERO, C.M.; FANNING, L.M.; MILANES, C.; PLANAS, J.A. An indicator framework for assessing progress in land and marine planning in Colombia and Cuba. *Ecological indicators*, v. 64, 2016, p. 181-193. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.038>>. Acesso em dez. 2019.

BOWEN, R.E.; RILEY, C. Socio-Economic Indicators and Integrated Coastal Management. *Ocean & Coastal Management*, v. 46, 2003, p. 299-312. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569103000085>>. Acesso em dez. 2019.

BRASIL. Decreto Nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei Nº 7.661 de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004.

_____. Lei Nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 18/05/1988.

_____. Lei Nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei Nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei Nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 09/01/1997.

CANEY, S. Justice and Future Generations. *Annual Review of Political Science*, v.21, 2018, p. 475-493. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-polisci-052715-111749>>. Acesso em dez. 2019.

CARANT, J. B. Unheard voices: A critical discourse analysis of the Millennium Development Goals' evolution into the Sustainable Development Goals. *Third World Quarterly*, v. 38, n. 1, 2017, p. 16-41. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01436597.2016.1166944>>. Acesso em dez. 2019.

CHAPMAN, A., SHIGETOMI, Y. Developing national frameworks for inclusive sustainable development incorporating lifestyle factor importance. *Journal of Cleaner Production*, v. 200, 2018, p. 39-47. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.302>>. Acesso em dez. 2019.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). III Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (PAF-ZC) 2015-2016. Brasília, DF: GI-GERCO/CIRM, 2015. 25p. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80247/PAF/Livro%20PAF-ZC_FINAL.pdf>. Acesso em dez. 2019.

_____. IV Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (PAF-ZC) 2017/2019. Brasília, DF: GI-GERCO/CIRM, 2017. 35p. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80105/PAF-ZC%202017-2019.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Resolução Nº 001, de 21 de novembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 27/11/1990.

_____. Resolução Nº 003, de 28 de abril de 2011. Inclui órgãos ao GI-GERCO. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 06/05/2011.

DAHL, A. L. 2012. Achievements and gaps in indicators for sustainability. *Ecological Indicators*, v. 17, p. 14–19. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.032>>. Acesso em dez. 2019.

DOVERN, J., QUAAS, M.F., RICKELS, W. A comprehensive wealth index for cities in Germany. *Ecological Indicators*, v. 41, 2014, p. 79-86. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.009>>. Acesso em dez. 2019.

EHLER, C.N. Indicators to Measure Governance Performance in Integrated Coastal Management. *Ocean & Coastal Management*, v. 46, 2003, p. 335-45. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569103000206>>. Acesso em dez. 2019.

FUKUDA-PARR, S. From the Millennium Development Goals to the Sustainable Development Goals: Shifts in purpose, concept, and politics of global goal setting for development. *Gender & Development*, v. 24, n. 1, 2016, p. 43–52. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/13552074.2016.1145895>>. Acesso em dez. 2019.

GALLAGHER, A. The coastal sustainability standard: a management systems approach to ICZM. *Ocean & Coastal Management*, v. 53, 2010, p. 336-349. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.04.017>>. Acesso em dez. 2019.

GAO, X., ZHOU, F., CHEN, C.A. Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals. *Environmental International*, v. 62, 2014, p. 12-30. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.019>>. Acesso em dez. 2019.

GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). The Contributions of Science to Integrated Coastal Management. Rome: FAO, 1996. 66 p. (GESAMP Reports and Studies; 61). Disponível em: <<http://www.gesamp.org/site/assets/files/1239/the-contributions-of-science-to-integrated-coastal-management-en.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

GOLDBERG, E.D. Coastal zone space: prelude to conflict? IOC Ocean Forum I. Paris: IOC, 1994. 138p. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000097028>>. Acesso em dez. 2019.

GÜNEY-FRAHM, I. Agenda 2030: Haunted by the Ghost of Third Way? Journal of Developing Societies, v. 34, n. 1, 2018, p. 56-76. Disponível em: <<https://doi.org/10.1177%2F0169796X17752418>>. Acesso em dez. 2019.

HEIMANN, T. Bioeconomy and sustainable development goals (SDGs): does the bioeconomy support the achievement of the SDGs? Earth's Future, v. 7, n. 1, 2018, p. 43-57. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/2018EF001014>>. Acesso em dez. 2019.

HENOCQUE, Y. Development of Process Indicators for Coastal Zone Management Assessment in France. Ocean & Coastal Management, v. 46, 2003, p. 363-79. Disponível em: <http://costabalearsostenible.es/PDFs/AMYKey%20References_Indicators/Henocque%202003.pdf>. Acesso em dez. 2019.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 176p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv55263.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Censo Demográfico 1991: Características da população e dos domicílios. Resultados do Universo. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=7732>>. Acesso às tabelas de dados: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-demografico/series-temporais/series-temporais/>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Censo Demográfico 2010: Características da população e dos domicílios. Resultados do Universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 270p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf>. Acesso às tabelas de dados: <<https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Estatísticas Básicas do Turismo 2016. Rio de Janeiro: IBGE, 2016. Disponível em: <<http://dadosofatos.turismo.gov.br/estat%C3%ADsticas-e-indicadores/estat%C3%ADsticas-b%C3%AAsicas-de-turismo.html>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Pesquisa da Pecuária Municipal 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Relatório dos Indicadores para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <<https://indicadoresods.ibge.gov.br/relatorio/sintese>>. Acesso em dez. 2019.

IOC (INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION). A handbook for measuring the progress and outcomes of integrated coastal and ocean management. Paris: UNESCO, 2006. (IOC Manuals and Guides; 46). Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000147313>>. Acesso em dez. 2019.

_____. A reference guide on the use of indicators for Integrated Coastal Management: ICAM Dossier I. Paris: UNESCO, 2003. (IOC Manuals and Guides; 45). Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000130584>>. Acesso em dez. 2019.

IPEA (INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS APLICADAS). Portos Brasileiros: Diagnóstico, Políticas e Perspectivas. Brasília: IPEA, 2010. (Comunicados do IPEA; 48). Disponível em: <<http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/5239>>. Acesso em dez. 2019.

JANNUZZI, P.M. Indicadores sociais no Brasil: conceitos, fontes de dados e aplicações. 5. ed., rev. Campinas: Alínea, 2012. 156 p.

LE BLANC, D. Towards integration at last? The Sustainable Development Goals as a network of targets. *Sustainable Development*, v. 23, 2015, p. 176-187. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/sd.1582>>. Acesso em fev. 2019.

LINTON, D.M. e WARNER, G.F. Biological Indicators in the Caribbean Coastal Zone and their Role in Integrated Coastal Management. *Ocean & Coastal Management*, v. 46, 2003, p. 261-76. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.530.6181&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em fev. 2019.

LU, Y.; NAKICENOVIC, N.; VISBECK, M.; STEVANCE, A. S. Policy: five priorities for the UN Sustainable Development Goals. *Nature*, v. 520, 2015, p. 432-433, 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/news/policy-five-priorities-for-the-un-sustainable-development-goals-1.17352>>. Acesso em dez. 2019.

MEADOWS, D. Indicators and information systems for sustainable development: a report to the Balaton Group. South Africa: The Sustainability Institute, 1998. 95p. Disponível em: <https://www.iisd.org/pdf/s_ind_2.pdf>. Acesso em dez. 2019.

MINISTÉRIO DA MARINHA. Portaria Ministerial Nº 0440. Cria o Grupo de Integração do Gerenciamento Costeiro. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 20/12/1996.

MORAES, A.C.R. Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil. Elementos para uma Geografia do Litoral Brasileiro. São Paulo: Annablume, 2007. 232p.

NILSSON, M., GRIGGS, D., VISBECK, M. Map the interactions between sustainable development goals. *Nature*, v. 534, n. 7607, 2016, p. 320-323. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/534320a>>. Acesso em dez. 2019.

OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT). OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Paris: OECD, 1993. 39p. (Environment Monographs; 83)

OLSEN, S.B. Frameworks and Indicators for Assessing Progress in Integrated Coastal Management Initiatives. *Ocean & Coastal Management*, v. 46, 2003, p.347-61. Disponível em: <https://eucc-d-inline.databases.eucc-d.de/files/documents/00000194_Olsen_indicators.pdf>. Acesso em dez. 2019.

PRADHAN, P., COSTA, L., RYBSKI, D., LUCHT, W., KROPP, J.P. A systematic study of sustainable development goal (SDG) interactions. *Earth's Future*, v. 5, n. 11, 2017, p. 1169-1179. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2017EF000632>>. Acesso em dez. 2019.

QUIROGA, R. Methodological guide for developing environmental and sustainable development indicators in Latin America and Caribbean countries. Santiago, Chile: ECLAC, 2009. 127p. (ECLAC Series Manuals; 61). Disponível em: <[http://refhub.elsevier.com/S1470-160X\(15\)00758-X/sbref0210](http://refhub.elsevier.com/S1470-160X(15)00758-X/sbref0210)>. Acesso em dez. 2019.

RAMOS, T. B. Sustainability Assessment: Exploring the Frontiers and Paradigms of Indicator Approaches. *Sustainability*, v. 11, n. 3, 2019, p. 824, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su11030824>>. Acesso em dez. 2019.

REYERS, B.; STAFFORD-SMITH, M.; ERB, K.; SCHOLLES, R. J.; SELOMANE, O. Essential Variables help to focus Sustainable Development Goals monitoring. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 26-27, 2017, p. 97-105. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.05.003>>. Acesso em dez. 2019.

ROCKSTRÖM, J.; SUKHDEV, P. From MDGs to SDGs: transition to a development paradigm of human prosperity within a safe operating space on Earth. Input to the 11th session of the UN Open Working Group on Sustainable Development Goals, 30 April, 2014. UN, New York, New York, USA. Disponível em: <<http://www.icsu.org/science-for-policy/sustainable-developmentgoals-1/pdfs/Rockstrom>>. Acesso em dez. 2019.

SALTELLI, A.; NARDO, M.; SAISANA, M.; TARANTOLA, S.; LISKA, R. Composite indicators: the controversy and the way forward. In: OECD World Forum on Key Indicators, 2004. 17p. Disponível em: <<http://www.oecd.org/site/worldforum/33841312.doc>>. Acesso em dez. 2019.

SOUTO, R.D. Assinatura de Sustentabilidade dos municípios costeiros do Rio de Janeiro: proposta de uma estrutura de avaliação. 2016. 582f. Tese de Doutorado (Programa de Pós-graduação em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

_____. Desenvolvimento Sustentável. Da tentativa de definição do conceito às experiências de mensuração. 2011. 283f. Dissertação (Mestrado em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais) – Escola Nacional de Ciências Estatísticas, Rio de Janeiro, 2011.

_____. Reanalysis of marine-coastal indicators assessed by national and multi-national organizations for the integrated coastal zone management. Revista de Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management, v. 15, n. 4, 2015. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-535_Souto.pdf>. Acesso em dez. 2019.

UN (UNITED NATIONS). Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. Resolution Adopted by the General Assembly on 25 September 2015 (RES/70/1). Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>>. Acesso em dez. 2019.

UNEP/MAP/PAP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME/ MEDITERRANEAN ACTION PLAN/ PRIORITY ACTIONS PROGRAMME). Conceptual Framework and Planning Guidelines for Integrated Coastal Area and River Basin Management. Mediterranean Action Plan. Split, PriorityActions Programme, 1999. Disponível em: <<http://www.pap-thecoastcentre.org/pdfs/ICARM%20Guidelines.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION). Steps and tools towards integrated coastal area management : methodological guide, Volume II. Paris, France, UNESCO-IOC, 2001. 66pp. (Intergovernmental Oceanographic Commission Manuals and Guides; 42, Vol. 2), (GOOS Report; 22). Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11329/215>>. Acesso em dez. 2019.

VÁSQUEZ, P., DEL RÍO, J. A., CEDANO, K. G., MARTÍNEZ, M.; Jensen, H. J. An Entangled Model for Sustainability Indicators. PLoS ONE, v. 10, n. 8, 2015, e0135250. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135250>>. Acesso em dez. 2019.

VIRTO, L. R. A preliminary assessment of the indicators for Sustainable Development Goal (SDG) 14: “Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development”. Marine Policy, v. 98, 2018, p. 47-57. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.036>>. Acesso em dez. 2019.

XAVIER, L.Y. Participação de comunidades de pescadores tradicionais na implementação do Zoneamento Ecológico-econômico Marinho e suas implicações: um estudo de caso no Litoral Norte de São Paulo. 2010. 179f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-graduação em Oceanografia) – Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, 2010.

WEBER, H. Politics of “leaving no one behind”: Contesting the 2030 Sustainable Development Goals agenda. Globalizations, v. 14, n. 3, 2017, p. 399-414. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/14747731.2016.1275404>>. Acesso em dez. 2019.

ZHANG, M. Intergenerational Justice and Solidarity on Sustainability in China: A Case Study in Nanjing, Yangtze River Delta. Sustainability, v. 10, 2018, p. 4296. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su10114296>>.

Mapeamento participativo como ferramenta para conhecer a qualidade ambiental da Zona Costeira

Raquel Dezidério Souto¹

RESUMO

A Zona Costeira é um bioma importante do ponto de vista ambiental e econômico, que sofre pressões antrópicas das mais variadas origens. Com o advento do Gerenciamento Costeiro Integrado, diversos planos e ações tem sido elaborados para administrar os recursos costeiros de modo a conservar a integridade ecológica dessa zona e incrementar a qualidade de vida da população que nela habita. No Brasil, a Lei Federal Nº 7.661/1998 instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, o qual foi regulamentado pelo Decreto Nº 5.300/2004, que, por sua vez, previu alguns instrumentos para sua efetivação. Porém, a implementação dos instrumentos ainda é incipiente no País. O mapeamento participativo pode ser uma valiosa ferramenta de auxílio para o diagnóstico ambiental, primeira fase do processo de gestão costeira. Adicionalmente, esse tipo de mapeamento ajuda a despertar a consciência ambiental na população, proporcionando meios para que atue como protetora da costa, mediante o empoderamento da comunidade nos processos de tomada de decisão. Com o presente capítulo, espera-se discutir aspectos sobre a utilização do mapeamento participativo e contribuir com o suporte informacional para a proposta de novos projetos de pesquisa envolvendo a zona costeira.

Palavras-chave: mapeamento participativo, Gerenciamento Costeiro Integrado, zona costeira, avaliação ambiental.

¹ Pós-doutoranda do Programa Nacional de Pós-doutorado da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (PNPD/Capes). Doutora em Geografia. Professora associada ao Laboratório de Cartografia (Geocart) do Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PPGG/UFRJ). Presidenta no Instituto Virtual para o Desenvolvimento Sustentável – IVIDES.org. E-mail: raquel@ivides.org.

ABSTRACT

The Coastal Zone is an important biome from an environmental and economic point of view, which suffers anthropic pressures from the most varied origins. With the advent of the Integrated Coastal Zone Management, several plans and actions have been developed to manage coastal resources in order to conserve the ecological integrity of this area and increase the quality of life of the population that inhabits it. In Brazil, Federal Law N° 7661/1998 instituted the National Coastal Management Plan, which was regulated by Decree N° 5300/2004, which, in turn, provided for some instruments for its effectiveness. However, the implementation of the instruments is still incipient in the country. Participatory mapping can be a valuable tool for environmental evaluation, the first phase of the coastal management process. In addition, this type of mapping helps to raise environmental awareness among the population, providing the means to act as a protector of the coast, through the empowerment of the community in decision-making processes. With this chapter, it is expected to discuss aspects of the use of participatory mapping and to contribute with informational support for the proposal of new research projects involving the coastal zone.

Keywords: *participatory mapping, integrated coastal management, coastal zone, environmental evaluation.*

1. INTRODUÇÃO

A sustentabilidade dos oceanos é um tema que tem se consolidado na agenda política internacional nas últimas duas décadas. No entanto, após quase cinquenta anos passados desde a Conferência de Estocolmo em 1972, ainda há escassez de iniciativas voltadas à sustentabilidade costeira e marinha no Brasil. Há um abismo entre as tomadas de decisão governamentais e a efetiva mudança local, o que funciona como um entrave para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs), propostos durante a Cúpula das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável (UN, 2015).

No Brasil, inúmeros diagnósticos são realizados, porém os dados e informações obtidos não são reunidos em um Sistema de Informações para o Gerenciamento Costeiro (SIGERCO), o qual possa ser acessado pelos diferentes setores da sociedade. Como há pouco avanço além da fase de diagnóstico, considerada a fase inicial do processo de Gerenciamento Costeiro Integrado (GERCO), não são estabelecidos programas e projetos de implementação e acompanhamento da gestão costeira (GESAMP, 1996). Ou seja, não chega-se à segunda ou terceira geração na espiral evolutiva do processo de GERCO. Por exemplo, observa-se a aprovação de Planos Estaduais de Gerenciamento Costeiro (PEGCs) pelas Unidades da Federação, mas não são criados e implantados os mecanismos de efetivo gerenciamento do espaço e recursos costeiros, tais como o Relatório de Qualidade Ambiental da Zona Costeira (RQA-ZC) ou o Sistema de Monitoramento Ambiental da Zona Costeira (SMA-ZC). A prática associada ao GERCO no Brasil está reduzida, muitas vezes, ao ordenamento do uso do solo (Klumb-Oliveira e Souto, 2015).

Esse panorama colabora para que as ações locais, desenvolvidas por setores organizados da sociedade, como as instituições científicas ou as organizações não-governamentais (ONGs), ocorram de forma dispersa e não contribuam para o alcance de uma meta coletiva, clara e objetiva. A participação da comunidade é relevante, pela obtenção de dados ambientais em escala local, os quais não podem ser captados pelos meios usuais de coleta de dados que, normalmente são desagregados somente até o nível municipal. Aspectos qualitativos, também observados em escala local, enriquecem as avaliações e melhoram o conhecimento da qualidade ambiental da zona costeira (ZC) (Souto, 2016). Há de se fomentar a aproximação entre o planejamento e a gestão públicos e a comunidade, conforme sugerido em diversos documentos oficiais, tais como: i) a Resolução CIRM N° 001/90, a qual menciona a elaboração dos planos de gestão costeira pelos municípios, envolvendo a participação das entidades civis e setores organizados da sociedade (CIRM, 1990); ii) a Portaria CIRM N° 440/96, que define a composição do Grupo de Integração do Gerenciamento Costeiro (GI-GERCO), a qual inclui um representante civil das Organizações Não-governamentais (ONGs) (CIRM, 1996); e iii) o Decreto N° 5.300/04, que define como um dos princípios para a gestão da zona costeira, o comprometimento e a cooperação entre as esferas de governo e a sociedade (BRASIL, 2004).

2. SUSTENTABILIDADE COSTEIRA E MARINHA NA AGENDA DAS DISCUSSÕES

A princípio, as discussões sobre a sustentabilidade costeira e marinha concentraram-se na necessidade da criação de políticas públicas voltadas ao uso racional de recursos vivos. Os acordos firmados pelos países em eventos internacionais tinham um caráter bem marcado de delimitação e ordenamento dos espaços costeiro e oceânico.

Com o passar do tempo, as discussões sobre a sustentabilidade dos oceanos trouxeram visões mais integradas, ressaltando sua importância para a regulação do clima global e para a manutenção da biodiversidade. Em décadas recentes, passaram a abarcar aspectos que fazem interface com a dimensão social, tais como os conflitos de interesses no uso do espaço e recursos desses ambientes, o papel determinante da saúde dos oceanos para a segurança alimentar e/ou a importância da participação da comunidade nos processos de planejamento e gestão relacionados. A Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (UN, 1982), em seu artigo 61, determinou que o Estado costeiro, dispondo de dados científicos, assegurará por meio de medidas de conservação e gestão, que a preservação dos recursos vivos da Zona Econômica Exclusiva (ZEE)² não seja ameaçada por sobre-exploração.

A partir da década de 1990, houve grande profusão de iniciativas nacionais e multinacionais para operacionalização de estratégias de alcance do desenvolvimento sustentável (DS), algumas delas concernentes aos ambientes costeiros e marinhos (Souto, 2011). Nessa via, a Agenda 21, plano de ação resultante da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – CNUMAD, realizada em 1992, trouxe, especificamente em seu capítulo 17, um conjunto de áreas programáticas, objetivos, atividades e meios de implementação para proteção dos oceanos, todos os tipos de mares e áreas costeiras e a proteção, o uso racional e o desenvolvimento de seus recursos vivos (UN, 1992).

Tanto a CNUMAD, quanto a Convenção das Nações Unidas sobre Diversidade Biológica (CDB), também de 1992, foram importantes para ressaltar a participação dos oceanos nas interações com a atmosfera e, por consequência, nos processos globais de mudanças climáticas e no equilíbrio do ecossistema terrestre (Goldemberg, 2010).

A Comissão Mundial Independente sobre os Oceanos (CMIO), criada para apresentar um relatório independente na Conferência Internacional sobre os Oceanos (CIO) de 1998, ressalta no documento *The ocean: our future* (O oceano: nosso futuro), que os oceanos se tornaram o local de uma lista crescente de problemas, tais como: disputas territoriais, interferência no clima global, sobrepesca, extinção de espécies, poluição, tráfico ilegal e destruição de comunidades costeiras (IWCO, 1998). O relatório trouxe elementos da dimensão social à discussão da problemática da sustentabilidade dos ambientes costeiros e oceânicos.

No Brasil, foi criada a Comissão Nacional Independente sobre os Oceanos (CNIO) em 1996, que elaborou documentos de apoio aos participantes brasileiros na CIO de 1998. Um desses documentos, intitulado “Os usos dos oceanos no século XXI: a contribuição brasileira”, apresentou considerações sobre o uso dos oceanos no contexto da sustentabilidade, dentre outros temas (CNIO, 1998). Na mesma ocasião, a CNIO elaborou um relatório que foi apresentado na CIO de 1998, intitulado “O Brasil e o mar no século XXI: relatório aos tomadores de decisão do País”, que contém uma parte dedicada exclusivamente ao DS. A comissão evoca os princípios jurídicos da precaução e da prevenção³ para (re)orientar o uso e a exploração dos recursos costeiros e oceânicos.

² A Zona Econômica Exclusiva foi definida pela Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar como a faixa medida a partir das linhas de base do mar territorial e que não deve exceder a distância de 200 milhas náuticas.

³ “(...) [princípio da] precaução, refere-se ao valor que impõe ao Poder Público a obrigação de vetar determinadas atividades ou empreendimentos cujos impactos ambientais ainda sejam cientificamente desconhecidos, até que haja maiores informações, numa presunção relativa e temporária que costuma se denominar *in dubio pro medio ambiente* ou *in dubio contra projectum*. (...) deve-se entender por prevenção o princípio de direito ambiental que atrai para a ordem jurídica da tutela do meio ambiente, o valor que importa a todos, especialmente ao Poder Público, o dever agir de modo prévio, com controle, fiscalização, exigência de estudos, medidas mitigadoras de impacto, compensação, ao se decidir o exercício de atividades ou empreendimentos potencialmente degradadores do meio ambiente.” (Humbert, 2019)

Adicionalmente, a mesma Comissão trata os temas da maricultura, do gerenciamento dos recursos pesqueiros, da biodiversidade e da ocupação da ZC⁴ sob a ótica da sustentabilidade, ressaltando a importância dos oceanos no equilíbrio do ecossistema terrestre.

A importância dos oceanos não se limita, contudo, à biodiversidade e à sua ação sobre os ciclos de nutrientes, ou ao seu potencial bioquímico e farmacológico. Todo o processo de regulação climática e os ciclos hidrológicos dependem da enorme massa d'água disponível e de sua capacidade de armazenar calor e absorver CO₂. Os oceanos e seus recursos podem ser entendidos como um capital, capaz de prover serviços necessários à sustentação da vida na terra. (CEMBRA, 2012, p.339)

A Zona Costeira, como região de interface dos ecossistemas terrestres e marinhos, contribui com uma ampla gama de funções ecológicas, incluindo a prevenção de inundações, a intrusão salina e a erosão costeira, bem como a proteção contra tempestades; a reciclagem de nutrientes e substâncias poluidoras; e a provisão de habitats para uma variedade de espécies exploradas, direta ou indiretamente (cerca de 90% da produção pesqueira mundial compõem-se de espécies que dependem das regiões costeiras, ao menos em parte de seu ciclo de vida). (CEMBRA, *ibid.*, p. 358)

A Resolução CIRM Nº 005/97 também destaca a relevância ecológica da ZC e alerta para a fragilidade do ambiente costeiro, o que requer a formulação de políticas públicas específicas para esta região.

A Zona Costeira abriga um mosaico de ecossistemas de alta relevância ambiental, cuja diversidade é marcada pela transição de ambientes terrestres e marinhos, com interações que lhe conferem um caráter de fragilidade e que requerem, por isso, atenção especial do poder público, conforme demonstra sua inserção na Constituição brasileira como área de patrimônio nacional. (CIRM, 1997)

Alguns princípios explícitos na Resolução CIRM Nº 005/97 ilustram o compromisso do Governo brasileiro com o DS, por meio do planejamento e gestão da ZC, com fins à manutenção da qualidade ambiental dessa região.

2.4. A utilização sustentável dos recursos costeiros em observância aos critérios previstos em Lei e neste Plano;

2.5. A gestão integrada dos ambientes terrestres e marinhos da Zona Costeira, com a construção e manutenção de mecanismos transparentes e participativos de tomada de decisões, baseada na melhor informação e tecnologia disponível e na convergência e compatibilização das políticas públicas, em todos os níveis da administração;

2.10. A preservação, conservação e controle de áreas que sejam representativas dos ecossistemas da Zona Costeira, com recuperação e reabilitação das áreas degradadas ou descaracterizadas;

2.11. A aplicação do Princípio de Precaução tal como definido na Agenda 21, adotando-se medidas eficazes para impedir ou minimizar a degradação do meio ambiente, sempre que houver perigo de dano grave ou irreversível, mesmo na falta de dados científicos completos e atualizados; (...) (CIRM, 1997)

⁴ A Lei Federal Nº 7.661/88, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, considera como Zona Costeira, o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos renováveis ou não, e abrangendo uma faixa marítima e outra terrestre (BRASIL, 1988). O Decreto Federal 5.300/04, que regulamenta a Lei Nº 7.661/88, estabelece que a faixa costeira da ZC constitui-se dos municípios com influência direta dos fenômenos ocorrentes nessa zona e a faixa marítima, do mar territorial (BRASIL, 2004).

Diversos documentos oficiais de organismos nacionais e multinacionais apontam para a necessidade de desenvolver estratégias voltadas ao alcance dos ODSs que contemplem a participação popular, seja por meio de organizações e setores da sociedade, seja pela participação individual, como educandos, voluntários ou como agentes replicadores.

O ODS 4.7 intitula-se *Education for sustainable development and global citizenship* (Educação para o desenvolvimento sustentável e a cidadania global) e consiste em assegurar que até 2030, todos os estudantes adquiram o conhecimento e as habilidades necessários para promover o DS. O portal *web Learning to live together sustainability* (Aprendendo a viver a sustentabilidade juntos) da UNESCO reúne documentos, estatísticas, análises e notícias produzidos pela organização e seus parceiros (UNESCO, 2019b).

Já o ODS 14 é específico aos ambientes costeiros e marinhos. Intitulado “Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável”, visa a combater problemas frequentemente encontrados nesses ambientes, tais como: acidificação da água do mar, poluição por resíduos sólidos e eutrofização, sobrepesca e uso insustentável dos recursos (UN, 2018).

A Declaração de Villa Maria⁵, fruto de um encontro realizado na Argentina em 2017, ressalta a importância da ação coletiva e dos esforços colaborativos que envolvem diversos atores e em diversas escalas na educação para a sustentabilidade.

O aprendizado para a sustentabilidade requer ação colaborativa e esforços coletivos de tomadores de decisão em diversos níveis, de organizações internacionais e Governos nacionais até comunidades e famílias. (UNESCO, 2017, tradução nossa)

O documento final da Conferência sobre os Oceanos, realizada pela Alta Cúpula das Nações Unidas em 2017, intitulado *Our ocean, our future: call for action* (Nosso oceano, nosso futuro: chamada à ação), reafirmou a importância do uso de abordagens integradas e participativas na consecução dos ODSs, relativo aos ambientes costeiros e oceânicos:

Ressaltamos a necessidade de uma abordagem integrada, interdisciplinar e intersetorial, bem como de se aperfeiçoar a cooperação, coordenação e coerência política em todos os níveis. Enfatizamos a importância de parcerias efetivas que possibilitem ações coletivas e reafirmamos nosso compromisso para com a implementação do Objetivo 14 com a participação integral de todas as partes interessadas. (UN, 2017, tradução nossa)

Uma orientação específica à educação voltada ao DS, aparece no *Global Action Programme on Education for Sustainable Development* (Programa de Ação Global sobre Educação para o Desenvolvimento Sustentável), outra iniciativa da UNESCO, traduzida em seus objetivos:

Objetivo 1 ‘reorientar a educação e o aprendizado até que todos tenham a oportunidade de adquirir conhecimento, habilidades, valores e atitudes que os empoderem a contribuir para o desenvolvimento sustentável’

Objetivo 2 ‘Fortalecer a educação e o aprendizado em todas as agências, programas e atividades que promovem o desenvolvimento sustentável.’

(UNESCO, 2019a, tradução nossa)

⁵ *Villa María Declaration*, oriunda do *Meeting on Learning to Live Sustainability in Cities in Latin America and the Caribbean*, realizado pela UNESCO em 2017.

Sobre o planejamento e gerenciamento do turismo sustentável, a estratégia denominada *Sustainable Tourism Strategy Document* (Documento de Estratégia de Turismo Sustentável) resultou de uma série de *workshops* realizados em 2015 e 2016⁶, sob os auspícios do Projeto Jakarta, da UNESCO: *The Power of Culture: Supporting Community-Based Management and Sustainable Tourism at the World Heritage Sites in Southeast Asia* (O poder da cultura: apoiar a gestão comunitária e o turismo sustentável nos locais do patrimônio mundial no sudeste da Ásia). Nessa estratégia, ressalta-se a importância do gerenciamento baseado em comunidades (*community-based management*), uma vez que a atividade turística afeta diretamente a população local e os moradores podem ser fontes valiosas de informações nessa escala (WHC, 2016).

Na II Conferência Internacional sobre Planejamento Marinho/Marítimo⁷, promovida em 2017 pela Comissão Oceanográfica Intergovernamental (COI), a União Europeia e a UNESCO, os debatedores apontaram que alguns dos principais desafios relacionados à consecução do planejamento espacial marinho são: falta da via *bottom-up*⁸ nos processos e políticas de gestão e planejamento marinho propostos⁹, conflitos de uso do espaço marinho e seus recursos naturais¹⁰; a falta de entendimento do que seja planejamento espacial marinho (PEM) por parte dos governantes¹¹; a dificuldade em reunir os setores que atuam na zona marinha em torno de um objetivo comum¹²; falta de identificação dos órgãos responsáveis por cada tipo de atividade desenvolvida no ambiente marinho¹³.

No Brasil, o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), instituído pela Lei Federal Nº 7.661/1998, busca promover o uso racional dos recursos costeiros, de modo a melhorar a qualidade de vida da população e promover a proteção de seus recursos naturais, históricos, étnicos e culturais (BRASIL, 1998). A visão contida no PNGC é aquela contida na Declaração de Joanesburgo¹⁴, que considera os três pilares para o DS como sendo o desenvolvimento econômico, o desenvolvimento social e a conservação ambiental (UN, 2002).

A Resolução CIRM Nº 001/90, aprova o PNGC e estabelece seis princípios para o mesmo, dos quais quatro são voltados à preservação, conservação ou recuperação costeiras. Um dos princípios diz respeito à racionalização do uso dos recursos naturais presentes na costa, mediante conhecimento da dinâmica ambiental com uso de um enfoque sistêmico (CIRM, 1990). Nessa via, a Resolução CIRM Nº 005/97 reafirma o compromisso do governo brasileiro com as diretrizes de planejamento e gestão sustentável da ZC e releva que: “a sustentabilidade das atividades humanas nas zonas costeiras depende de um meio marinho saudável e vice-versa” (CIRM, 1997).

A revisão do PNGC proposta pela Resolução CIRM Nº 005/97 trouxe umnexo recíproco entre sustentabilidade da costa e do ambiente marinho. E alerta para a necessidade de maior integração intersetorial: “A atividade de gerenciamento deste amplo universo de trabalho implica, fundamentalmente, a construção de um modelo cooperativo entre os diversos níveis e setores do governo, e deste com a sociedade.” (CIRM, 1997). Segundo o mesmo documento, a gestão costeira integrada requer o atendimento de alguns pressupostos:

(...) a construção e manutenção de mecanismos transparentes e participativos de tomada de decisões, baseada na melhor informação e tecnologia disponíveis e na convergência e compatibilização das políticas públicas, em todos os níveis da administração. (CIRM, 1997)

⁶ Os *workshops* ocorreram entre 23 e 25 de novembro de 2015, em 17 e 18 de março de 2016 e nos dias 19 e 20 de maio de 2016 em George Town e Melaka, Malásia.

⁷ *2nd International Conference on Marine/Maritime Planning*, realizada entre 15 e 17 de março de 2017, em Paris, França.

⁸ Abordagem oriunda da Administração, na qual há um fluxo de informações e conhecimento “de baixo pra cima”, no caso em questão, considerando-se as informações provenientes da comunidade.

⁹ Steve Diggon, representante do Canadá no evento.

¹⁰ Leo De Vrees, Ministro de Infraestrutura e Ambiente, representante da Holanda no evento.

¹¹ Anja Kreiner, Ministro de Pesca e Marítimo, representante da Namíbia no evento.

¹² Decomarmond, Ministro do Ambiente, representante das Ilhas Seychelles no evento.

¹³ Junggho Nam, do Instituto Marítimo da Korea, representante da República da Korea no evento.

¹⁴ Declaração resultante da Cúpula Mundial sobre o Desenvolvimento Sustentável, da ONU, realizada em Joanesburgo, África do Sul, em 2002.

O Decreto Nº 5300/2004 prevê o Relatório de Qualidade Ambiental da Zona Costeira (RQA-ZC), o Sistema de Monitoramento Ambiental da Zona Costeira (SMA-ZC) e o SIGERCO como alguns dos instrumentos de gerenciamento costeiro, a serem elaborados pelas agências governamentais ambientais estaduais. Entretanto, há pouquíssimas iniciativas no País que levaram a cabo a implementação desses instrumentos.

Outro entrave à consecução das etapas do GERCO, diz respeito ao insuficiente preparo dos técnicos e gestores nos assuntos da gestão de áreas marinhas e costeiras. Assim, o IV Plano de Ação Federal para a Zona Costeira previu um plano de trabalho para o período 2017-2019. Uma das ações, intitulada “Promover ações de treinamento e capacitação voltadas para a Zona Costeira” (ação 08), inclui a capacitação de técnicos das prefeituras dos municípios costeiros, nos instrumentos previstos pelo Decreto Nº 5300/2004 (MMA, 2017).

3. PONTOS FOCAIS DE PROBLEMAS ENCONTRADOS DA ZONA COSTEIRA E A IMPORTÂNCIA DO DIAGNÓSTICO AMBIENTAL

De acordo com o Censo Demográfico do Brasil, 50.699.447 pessoas residiam na ZC brasileira em 2010, o que correspondia a cerca de 26,8% da população do País no ano de referência (IBGE, 2011). No entanto, a população distribui-se de forma heterogênea no espaço costeiro, concentrando-se nas cidades grandes, com mais de 300.000 habitantes (26,8%) e com mais de 1 milhão de habitantes (30,4%). Com o adensamento populacional, os problemas costeiros crescem em ocorrência e em complexidade. Frequentemente, abrangem mais de uma dimensão do DS e apresentam uma natureza sistêmica. Nessa via, destacam-se adiante alguns pontos focais de problemas frequentemente encontrados e que merecem ser observados:

1. Declínio da pesca artesanal - a pesca artesanal é uma atividade que está em declínio no litoral brasileiro, por causa da poluição e da sobrepesca dos recursos pesqueiros. Há ainda, problemas resultantes do conflito de interesses entre os pescadores e outros profissionais que utilizam o espaço costeiro. De modo geral, a escolaridade dos pescadores é muito baixa e os indivíduos não possuem conhecimentos sobre Ecologia ou conservação da vida marinha. De acordo com as Nações Unidas, a participação global de estoques de peixes marinhos que estão dentro de níveis biologicamente sustentáveis declinou de 90% em 1974 para 69% em 2013 (UN, 2018);

2. Pesca fantasma - a pesca fantasma¹⁵ tem contribuído para a mortandade de organismos marinhos. O abandono ou perda de aparelhos de pesca em todo o mundo, numa quantidade de pelo menos 640 toneladas/ano, tem levado à morte, milhares de organismos marinhos. Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (*Food and Agriculture Organization*, FAO), tais restos correspondem a cerca de 10% de todos os dejetos sólidos que chegam aos oceanos (FAO, 2019);

3. Poluição marinha por resíduos sólidos e efluentes químicos - as discussões sobre a problemática da destinação inadequada do lixo (especialmente o resíduo plástico) e da poluição costeira por efluentes químicos ganharam vulto na agenda política nacional e internacional. O número de casos de mortandade de animais marinhos por ingestão de resíduos plásticos e a detecção da presença de micro e nanoplástico em suas vísceras, acendeu um alerta da comunidade científica internacional a respeito dos danos da poluição por resíduos plásticos nos ambientes costeiros e marinhos. A bioacumulação e a biomagnificação¹⁶ de poluentes químicos na cadeia trófica marinha são os agravantes desse quadro;

¹⁵ A “peca fantasma” é uma expressão que foi cunhada para descrever a morte de organismos marinhos pela ingestão de restos de apetrechos de pesca ou por ficarem presos a tais restos.

¹⁶ A bioacumulação é um processo complexo em que as substâncias químicas entram no corpo por meio de rotas de exposição (água, alimento e sedimento), enquanto que a biomagnificação resulta no seu acúmulo ao longo da cadeia trófica (GESAMP, 1996, tradução minha).

4. Deterioração e eutrofização das águas costeiras - de acordo com as Nações Unidas, as tendências globais apontam para a contínua deterioração das águas costeiras devido à poluição e à eutrofização¹⁷. Sem esforços concentrados, espera-se que a eutrofização costeira aumente em 20% dos grandes ecossistemas marinhos até 2050 (UN, 2018);

5. Dispersão e falta de acesso a dados - a articulação entre as organizações da sociedade civil ainda é incipiente em muitos países. Os dados produzidos pelas entidades estão dispersos em repositórios próprios de informações dos programas e projetos executados, com quase nenhum (ou nenhum) acesso pela população. Essa falta de integração passa também pela prática institucional governamental, havendo pouca ou nenhuma interface entre os órgãos gestores entre si e entre os mesmos e a Academia;

6. Predomínio de abordagens top-down – outro problema relacionado à gestão diz respeito à maior incidência de desenhos de programas/projetos científicos ou governamentais que se utilizam de uma abordagem com sentido *top-down*¹⁸, o que resulta em carência de detalhes sobre os lugares e seus respectivos problemas ambientais (Arns, 2002; Gerhardinger *et al.*, 2010; IFAD, 2009, Polette, 2009);

7. Incipiente capacitação para a sustentabilidade dos ambientes costeiros e marinhos – há necessidade de capacitação de professores, alunos e demais atores envolvidos nas questões pertinentes à sustentabilidade na ZC brasileira, por considerar-se importante a participação dos mesmos na busca do entendimento e consecução dos ODSs relacionados aos ambientes costeiros e oceânicos, especialmente pela mudança de mentalidade e comportamento. Uma vez educados, tais atores passarão a atuar espontaneamente em sua comunidade como agentes multiplicadores dos conceitos apreendidos (FAO, 2018); e

8. Necessidade de consolidação da mentalidade marítima brasileira - o Brasil ainda necessita consolidar a mentalidade marítima no País, o que já é alvo de programa específico da Marinha do Brasil e que pode ser fortalecido por ações de planejamento e gestão ambiental que levem em conta ferramentas participativas.

O subsídio informacional é fundamental para o planejamento territorial e a gestão ambiental de regiões costeiras e oceânicas, uma vez que tais regiões apresentam dinâmica complexa e são frequentemente caracterizadas por conflitos de interesse pelo uso do espaço e dos recursos naturais por parte dos segmentos da sociedade. Além disso, frente aos desafios que se apresentam no momento atual, no que tange às alterações antrópicas dos ambientes costeiros e oceânicos, considera-se relevante o diagnóstico ambiental da região, que possibilite o conhecimento dos seus problemas e potencialidades.

4. MAPEAMENTO PARTICIPATIVO COMO FERRAMENTA DE DIAGNÓSTICO E CONSCIENTIZAÇÃO AMBIENTAL

O mapeamento participativo insere-se no ramo da Cartografia, especificamente como ferramenta na área temática da Cartografia Social, a qual pode ser definida como a área teórica cuja proposta conceitual e metodológica contempla a utilização de técnicas e vivências na confecção de mapas coletivos, pelos indivíduos/grupos conhecedores do território (Herrera, 2009; Seemann, 2011). O mapeamento participativo pode ser definido como “um conjunto de métodos que enfatiza o mapeamento como instrumento para a compreensão do conhecimento do indivíduo sobre seu espaço e como as comunidades utilizam este espaço” (Chaves, 2011). Esse tipo de mapeamento começou no final dos anos 1980 (Rambaldi *et al.*, 2006) e tem sido utilizado no Brasil principalmente nos projetos de avaliação/conservação de ambientes terrestres, havendo poucas iniciativas voltadas para o ambiente marinho (Gerhardinger *et al.*, 2010).

¹⁷ Eutrofização corresponde a um processo no qual há elevação dos níveis de nutrientes em um corpo d'água, acarretando o consumo excessivo de oxigênio dissolvido e causando prejuízos à biota presente no mesmo.

De acordo com Gorayeb (2014), citado por Silva e Verbicaro (2016), o mapeamento participativo no Brasil tem se destinado principalmente aos seguintes objetivos: i) busca por legitimidade da comunidade; ii) busca por informações mais precisas; iii) busca pelo fortalecimento da mobilização de grupos.

A Cartografia Social é uma grande aliada na obtenção de dados ambientais em escala local e contribuem para despertar a consciência ambiental e empoderar as comunidades, pelo envolvimento das pessoas na resolução dos problemas que lhe são comuns (Acselrad, 2008; Acselrad, 2012; Campos, 2009; Chambers, 2006; Chaves, 2011; FAO, 2018; IFAD, 2009; Lobatón, 2009; Rambaldi *et al.*, 2006; Silva e Verbicaro, 2016, Torres *et al.*, 2012; Gerhardinger *et al.*, 2010).

O processo de mapeamento participativo pode influenciar as dinâmicas internas da comunidade. Esse processo pode contribuir para a construção da coesão da comunidade, ajudar a estimular o engajamento dos membros da comunidade nas tomadas de decisão relacionadas ao território, elevar a consciência a respeito dos temas relacionados à pressão sobre o ambiente e, finalmente, contribuir para o empoderamento das comunidades locais e dos seus membros. (IFAD, 2009, p.4, tradução nossa)

Assim como em qualquer tipo de mapa, os mapas participativos podem exibir informações em diferentes escalas. Além disso, prestam-se a diversos propósitos:

1. Para ajudar as comunidades a articularem e comunicarem o conhecimento espacial a agências externas;
2. Permitir às comunidades registrarem e arquivarem o conhecimento local;
3. Ajudar as comunidades no planejamento de uso do solo e no gerenciamento dos recursos;
4. Capacitar as comunidades a advogarem por mudanças;
5. Aumentar a capacidade das comunidades;
6. Resolver conflitos relacionados aos recursos; (IFAD, 2009, p.9, tradução nossa)

Há diversas técnicas de mapeamento participativo e no Quadro 1 são apresentados os usos, vantagens e desvantagens associados a cada uma delas. Apesar de todas as vantagens, Lobatón (2009) argumenta que há um desafio na construção de um sistema de informações geográficas participativo (SIGP), no que tange à necessidade da criação de uma ponte entre a representação euclidiana do espaço (aquela que é produzida pelas instituições e que segue parâmetros pré-estabelecidos) e a representação não euclidiana desse mesmo espaço (aquela baseada no conhecimento da comunidade). A autora argumenta ainda que o espaço socialmente construído pode ser subdividido em i) espaço concebido, aquele que inclui o imaginário – um espaço mental; e ii) espaço vivido, aquele que corresponde à forma de ver e viver as coisas, sendo, portanto, único para cada indivíduo.

A prática da Cartografia Social tem ressignificado o ato de cartografar e tem quebrado o monopólio e a hegemonia do Estado na produção de mapas (Acselrad, 2013; Castro, 1995; Freire e Villar, 2010; Vaughan, 2018). Assim, a representação não euclidiana do espaço tem emergido nas últimas décadas e é utilizada especialmente por grupos sociais excluídos do processo de tomada de decisão, como uma forma de ação política dessas comunidades:

A legitimidade conferida ao processo de informação cartográfica e sua divulgação entre os diferentes atores sociais se constitui como um elemento importante para a ação política das comunidades, pois contribui de diversas maneiras: serve para dar visibilidade aos grupos sociais, seus territórios, territorialidades, representações, identidades, conflitos e lutas por reconhecimento de direitos; auxilia na ampliação do conhecimento dos grupos sociais sobre seus territórios, sobre suas histórias e sobre os usos que fazem de seus recursos naturais; contribui para os processos de reivindicação, de defesa e de proteção dos territórios e de seus recursos; fortalece organizações indígenas; e amplia o diálogo entre os povos indígenas e as instituições governamentais e não governamentais. (Acselrad, 2013, p.17-18)

Quadro 1. Diferenças entre algumas técnicas de mapeamento participativo

Técnica	Usos	Vantagens	Desvantagens
<p>Mapa mental</p> <p><i>Hands-on mapping</i></p>	<p>Serve de ponto de partida para a identificação de temas importantes para a problemática em análise;</p> <p>Fornecer uma visão ampla dos temas e eventos relacionados a uma grande área;</p> <p>Pode ajudar no planejamento das atividades de mapeamento subsequentes.</p>	<p>Técnica de baixo custo e que não depende de tecnologia;</p> <p>Necessita de pouco tempo para ser realizado e prevê resultados rapidamente.</p>	<p>O mapa final não é georreferenciado; A transposição para a escala do mapa é difícil;</p> <p>Menos úteis quando a precisão da localização é importante ou se for necessário realizar medidas quantitativas;</p> <p>A falta de precisão diminui a chance da comunidade advogar por mudanças.</p>
<p>Mapeamento com uso de mapas cartográficos e imagens</p> <p><i>Mapping with scale maps and images</i></p>	<p>Bom formato para comunicar informações da comunidade aos tomadores de decisão;</p> <p>As informações podem ser incorporadas em outras ferramentas de mapeamento (incluindo o SIG) e os dados de GPS podem ser facilmente transpostos para esses mapas.</p>	<p>Mapeamento relativamente barato e rápido e prevê uma representação precisa do conhecimento local;</p> <p>O mapeamento resultante pode ser utilizado para determinar informação quantitativa (p. ex. distância e direção).</p>	<p>O mapa de certas áreas pode não ser preciso ou pode estar desatualizado;</p> <p>Requer o conhecimento de protocolos cartográficos (p. ex. escala, orientação e sistemas de coordenadas).</p>
<p>Modelos 3D participativos</p> <p><i>Participatory 3-D models</i></p>	<p>Pode ser usado para encorajar a redescoberta e a visualização do conhecimento comunitário local.</p>	<p>O aspecto 3D do modelo é intuitivo e compreensível, o que é importante com grupos de pessoas analfabetas.</p>	<p>A elaboração do modelo 3D é trabalhosa e demanda muito tempo;</p> <p>O armazenamento e transporte do modelo pode ser difícil.</p>
<p>Sistema de Informações Geográficas</p> <p><i>Geographic Information Systems</i></p>	<p>Usado para armazenar, recuperar, analisar e apresentar informações espaciais;</p> <p>Integrar dados locais espaciais e não espaciais.</p>	<p>A sua funcionalidade analítica pode ser usada no design do gerenciamento de recursos naturais;</p>	<p>O SIG tem uma curva de aprendizagem íngreme. Exige atualizações e treinamento constante;</p> <p>Há custos de operação de longo prazo.</p>
<p>Mapeamento com recursos de multimídia e baseados na Internet</p> <p><i>Multimedia and Internet-Based Mapping</i></p>	<p>Integra dados espaciais e não espaciais para suportar a discussão e o processo de tomada de decisão.</p>	<p>Facilita a comunicação do conhecimento tradicional entre a comunidade e os indivíduos que não pertencem à comunidade em um formato acessível e engajador (especialmente com vídeos);</p> <p>Facilidade para o usuário final acessar e aprender sobre o conhecimento local;</p> <p>Mais fácil e barato do que o uso de SIGs.</p>	<p>Apesar de ser uma técnica mais barata do que o uso de SIGs, pode ser caro para determinadas comunidades;</p> <p>Requer treinamento para editar vídeos, fotografias, gerenciar arquivos e utilizar programas;</p> <p>Há risco dos praticantes se concentrarem mais no uso da tecnologia em si, em detrimento do processo participatório.</p>

Fonte: IFAD, 2009, p.13-19, tradução minha.

¹⁸ Abordagem *top-down* em gestão é aquela tradicional, que considera uma via única e hierarquizada de fluxo de informações e tomada de decisão “de cima pra baixo”. Diferentemente, a abordagem *botom-up* considera um ambiente colaborativo de trabalho.

Ribeiro e Lima (2011), argumentam que, com o advento dos serviços de mapeamento via Internet, tais como o Google Maps® ou o Google Earth®, transforma-se a relação do indivíduo com o espaço, uma vez que passa do polo passivo ao ativo na produção de informação cartográfica. Com a possibilidade de inserção de outros recursos nos mapas (fotografias, vídeos e comentários), fortalece-se o vínculo com os lugares e possibilita-se uma maior produção de significados e representações sociais. O fluxo de informações torna-se descentralizado e personalizado.

Os sistemas baseados em localização (*Location Based Systems*, LBS) e os SIGs que funcionam na Internet (*webgis*) tem sido utilizados na construção de mapas digitais participativos, por justamente permitirem ações descentralizadas e personalizadas. Esse tipo de Cartografia Social com uso da Internet foi denominada como Cartografia 2.0 e teve seu desenvolvimento incrementado a partir dos anos 1990 (Souza, 2011; Mericskay e Roche, 2010). Segundo Crampton (2009), outras expressões também são adotadas para defini-la são: *geospatial web*, *geoweb*, *neogeography*, *new spatial media*, *virtual media*, *digiplace*, *spatial crowdsourcing*, *locative media*, *geocollaboration*, *cybercartography* e *map hacking*. Especificamente, aqueles projetos que preveem a inserção de dados pelos usuários utilizando a Internet fazem parte do que se denomina atualmente como *crowdsourcing* (Souza, 2011).

Para Crampton (2009), os programas de código-fonte e livre (*free and open source software*) são o principal componente da filosofia que fundamenta a *geoweb*, dada a sua característica de desenvolvimento colaborativo. O autor evoca o paradigma de “A Catedral e o Bazar” (*Cathedral and Bazaar*), lançado por Richard Stallman, quando da criação da Fundação para o Software Livre (*Free Software Foundation*, FSF). As figuras da catedral e do bazar não dizem respeito à contraposição entre uma cultura monetarizada e outra, de gratuidade, mas sim à liberdade em executar um programa para qualquer propósito que se queira e à liberdade de estudar e modificar o programa, de distribuir e redistribuí-lo livremente. Cabe elucidar ainda, que essa filosofia não se refere à perda do direito autoral, mas sim, à liberdade de disseminação do programa, desde que referida sua autoria – licenças *Copyleft* e *Creative Commons*. A partir desse momento, houve uma onda revolucionária de mudança, que foi proclamada pelo manifesto denominado *Manifest for the digital society* (Manifesto para a sociedade digital).

A Revolução Digital que está varrendo a sociedade é na verdade uma revolução das comunicações que está transformando a sociedade. Quando usada por pessoas que a entendem, a tecnologia digital permite que informações sejam transmitidas e transmutadas de maneiras fundamentalmente ilimitadas. Essa capacidade é a base do sucesso econômico em todo o mundo. Mas oferece mais do que isso. Oferece valores intangíveis e inestimáveis de amizade, comunidade e compreensão. Oferece uma nova democracia, que não é dominada nem pelos interesses dos partidos políticos, nem pelo uivo da multidão. Pode diminuir a lacuna que separa o capital do trabalho; pode aprofundar os laços entre as pessoas e o planeta. (Graham, 1998, p.168)

Nessa via, os “hipermapas web” são aplicações cartográficas dinâmicas e interativas que se consolidam a partir dos anos 1990 e associam conteúdos hipermediáticos às referências geográficas (Mericskay e Roche, 2010). Por exemplo: Mapas Coletivos, MapHub, Umap, GeoJson e Google My Maps.

Como explícito anteriormente, a maioria das iniciativas de cartografia web no Brasil estão relacionadas à gestão de áreas em ambiente terrestre, como aquelas em: Goldstein *et al.* (2013), Benedet (2008), Campos (2009), Mendes *et al.* (2016), Andrade e Carneiro (2009), Almeida e Ventorini (2014); e Milagres (2011).

Em face do panorama exposto, é relevante lançar luzes em alguns trabalhos com utilização de mapeamento participativo, desenvolvidos com foco em ambientes costeiros.

5. ALGUMAS EXPERIÊNCIAS DE MAPEAMENTO PARTICIPATIVO DE AMBIENTES COSTEIROS

Martins (2013) ressalta a importância do *webgis* para potencializar as atividades de GERCO e de diagnóstico ambiental e socioeconômico de regiões costeiras. O pesquisador desenvolveu o Sistema de Informações Geográficas da Bacia Sedimentar de Pelotas – SIGBP, com foco na Bacia Sedimentar de Pelotas, entre os cabos de Santa Marta Grande/SC e Polônio/Uruguai, utilizando *softwares* livres. Por meio da iniciativa, o pesquisador visou oferecer uma plataforma informacional aos municípios que enfrentavam dificuldades técnicas e/ou operacionais e ainda, aproximar os atores envolvidos: governos municipais (demandas e responsabilidades), universidades (conhecimento técnico-conceitual) e demais setores da sociedade (participação e legitimidade). Para tanto, o portal do SIGBP disponibilizado na Internet funcionou tanto como uma ferramenta de análise espacial na web, quanto como um meio de comunicação sócio-espacial. Por meio do *webgis* desenvolvido, foram carregados dados de campo, coletados com auxílio de aparelho de geolocalização, gerando os planos de informação vetoriais, que depois foram utilizados nas análises espaciais. O pesquisador ressaltou ainda, que a disponibilização de um *webgis* construído com *softwares* livres gerou uma grande economia de dinheiro para a Universidade Federal de Pelotas (instituição responsável pelo projeto), já que não foi necessário o pagamento de licenças de uso. Além disso, que a disponibilização da plataforma na Internet possibilita a comunicação em tempo real de informações levantadas em campo por diversos pesquisadores.

Costa (2016) elaborou mapas sociais colaborativos com os residentes na Reserva Extrativista Marinha da Prainha do Canto Verde, de Beberibe/CE, a fim de realizar um diagnóstico dos conflitos socioambientais e proporcionar condições para o enfrentamento dos mesmos pelos habitantes da localidade. A autora argumenta que a cartografia social, aliada ao planejamento participativo, propicia a aplicação de uma abordagem para o desenvolvimento local que utiliza um paradigma que leva em consideração a análise de uma grande variedade de aspectos – sociais, ambientais, econômicos e culturais que, naturalmente, fazem parte da realidade dos residentes. Nesse processo, há valorização do conhecimento tradicional, empírico, dos habitantes do lugar e, conseqüentemente, o fortalecimento da identidade territorial. Adicionalmente, propicia-se a construção sociopolítica do grupo, o qual passa a ser capaz de se empoderar frente ao processo de tomada de decisão junto ao Poder Público. O desenho experimental utilizado levou em consideração a realização de oficinas de cartografia aos finais de semana, com a capacitação dos participantes nas técnicas de mapeamento e posteriores discussões temáticas, com geração dos mapas: oficina de diagnóstico participativo, oficina sobre os problemas, oficina sobre as potencialidades, oficina sobre a pesca e oficina propositiva (com identificação de áreas propícias à expansão residencial, à proteção dos recursos hídricos e à conservação da vegetação). Em seguida, os mapas foram validados em laboratório, com a transferência dos dados para o SIG. Os mapas digitalizados foram, então, levados de volta à comunidade para revalidação, a fim de corrigir algum erro eventual restante e acréscimo de outras informações olvidadas quando da realização das oficinas. Finalmente, a pesquisadora argumenta que a realização das oficinas contribuiu para o fortalecimento dos laços entre os habitantes da reserva extrativista.

Moretz-Sohn *et al.* (2016) mapearam os atributos geocológicos da Praia de Picos, a partir do conhecimento dos pescadores no município de Icapuí-CE. Nesse estudo de caso, foi possível resolver dúvidas e questionamentos a respeito da dinâmica sedimentar, a partir do conhecimento empírico dos pescadores mais idosos (aqueles com mais de 50 anos de atividade pesqueira), habitantes do local. O mapa ambiental do litoral de Picos que foi confeccionado levou em conta as características sedimentológicas da praia, os locais de ocorrência de algas e fanerógamas marinhas, dos recifes areníticos e das fontes de água doce. Inicialmente, foi elaborada uma maquete, cujas informações foram depois transpostas para mapas desenhados e que, posteriormente, foram digitalizados. Os autores argumentam que o conhecimento tradicional acerca do funcionamento dos serviços ambientais pode ser uma grande contribuição ao processo de GERCO.

No Espírito Santo, foi realizado mapeamento participativo com as comunidades de pescadores para delimitação de duas áreas marinhas protegidas (AMPs) – a Área de Proteção Ambiental Costa das Algas e o Refúgio da Vida Silvestre de Santa Cruz, com o objetivo de conhecer a distribuição dos recursos pesqueiros e a dinâmica espacial da pesca nestes locais. De acordo com os pesquisadores, a técnica do mapeamento participativo foi escolhido devido à escassez de informações sobre a fauna bentônica e nectônica e também sobre as atividades pesqueiras na região. As informações foram utilizadas para balizar a delimitação posterior de áreas de exclusão de pesca e a elaboração dos planos de manejo. Inicialmente, foram realizadas reuniões com as cinco comunidades de pescadores, com a apresentação da proposta de delimitação das AMPs e recepção de críticas e sugestões dos participantes. Os pescadores contribuíram com informações sobre os pontos de localização das pescarias e sobre as dinâmicas espacial e temporal das mesmas, além de argumentarem sobre o impacto que o estabelecimento das áreas de exclusão de pesca propostas causaria sobre cada tipo de pescaria que realizavam. Os mapas e as anotações foram então processadas por equipe técnica responsável pela delimitação das AMPs e os limites foram ajustados de acordo com as necessidades das comunidades, sendo em seguida apresentados em nova consulta pública (Gerhardinger *et al.*, 2010).

Mapeamento participativo foi realizado para conservação de meros na Baía de Babitonga, São Francisco do Sul/SC. O mero é um peixe marinho criticamente ameaçado de extinção e poucas informações estavam disponíveis sobre esta espécie no Brasil. Entrevistas foram realizadas com os pescadores mais experientes da região, para que marcassem as localizações de ocorrência dos meros, segundo classes de abundância (1 marca = ocasional; 2 marcas = abundante e 3 marcas = muito abundante). Uma imagem de satélite com uma lâmina transparente disposta por cima da mesma foi utilizada como suporte para que os pescadores marcassem as localizações. Além das áreas de ocorrência, foram identificados os locais de agregações reprodutivas, sendo solicitado aos pescadores que marcassem no mapa onde avistaram ao menos dois indivíduos no mesmo local. Os resultados do estudo de caso subsidiaram a delimitação de uma AMP e as atividades de licenciamento ambiental para a instalação de portos na região (Gerhardinger *et al.*, 2009b).

Mapeamento participativo das atividades pesqueiras no entorno das Ilhas Cagarras, Rio de Janeiro/RJ, foi realizado para sugerir a criação de uma AMP, com a participação de integrantes de cinco comunidades pesqueiras cariocas. Mapeamento preliminar foi realizado com pescadores mais experientes, para melhor entendimento da dinâmica na região: as áreas, as artes de pesca e os recursos explorados pela pesca. A partir disso, foram identificados os pontos que mereciam uma investigação mais detalhada. A partir de uma mapa impresso e com uma lâmina transparente por cima, os pescadores puderam marcar os pontos de localização dos pesqueiros. Para cada um dos pesqueiros foram coletadas informações pormenorizadas, tais como: época e frequência de uso, recursos principais explorados, tipo de fundo da localidade, conflitos específicos, aspectos culturais e outros a escolha dos pescadores. Em seguida, solicitou-se aos pescadores que classificassem os pesqueiros de acordo com a sua importância na composição da renda das famílias, em categorias de 1 a 5. Adicionalmente, foram marcados no mapa: demais conflitos de interesse e as áreas de abrigo e atracação, utilizadas nos momentos de ocorrência de condições oceanográficas desfavoráveis. Finalmente, os mapas foram digitalizados e transpostas as informações para um SIG, as quais foram utilizadas na composição do relatório encaminhado ao Ministério da Pesca, ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e às comunidades de pesca (Gerhardinger *et al.*, 2009a).

Chaves (2011) realizou um mapeamento participativo com pescadores artesanais do entorno da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro/RJ, para compreender os conflitos existentes entre os diferentes usuários do espelho d'água da baía. As técnicas utilizadas pela pesquisadora foram a observação participante e o mapa mental. A observação participante é aquela em que o pesquisador insere-se na comunidade e a observa, na tentativa de eliminar qualquer viés ou bias que o levaria a “ver apenas o que quer ver”. O mapa mental é aquele esboçado pelos próprios pescadores, sem auxílio de qualquer documento cartográfico. Ambas as técnicas proporcionam a chance de uma livre representação do espaço vivido e dos conflitos presentes no mesmo.

Cabe ressaltar que, por meio da observação participante, Chaves (*op. cit.*) pode conquistar a confiança dos pescadores, o que facilitou o posterior trabalho de mapeamento nas oficinas. Por meio da pesquisa realizada, pode ser observado que há conflitos na região da Baía de Guanabara, especialmente entre a pesca e a atividade petrolífera.

Karimi e Brown (2017) realizaram mapeamento participativo para modelar o conflito de uso potencial de uma área de Queensland (Austrália). Para tanto, compararam algumas abordagens para ponderar as preferências dos participantes: preferências de uso do solo (*land use preferences*), preferências ponderadas (*weighted preferences*), valores de lugares e preferências de uso do solo combinados (*combined place values and land use preferences*); e escore de compatibilidade de valor (*value compatibility score*) na avaliação do conflito de uso de quatro categorias de uso da terra (desenvolvimento residencial, desenvolvimento turístico, mineração e conservação). O mapeamento participativo foi realizado com auxílio de um *webgis* desenvolvido com uma interface de programação de aplicativo (*Application Programme Interface, API*) do Google Maps™, de modo que os participantes ponderassem as categorias em 13 locais marcados no mapa online. Os convites à participação foram enviados por e-mail. Os métodos de preferências ponderadas e de valores de lugares e preferências de uso do solo combinados foram os mais eficazes, de acordo com os pesquisadores.

Moore *et al.* (2017) realizaram um mapeamento participativo para identificar conflitos de interesse potenciais na costa noroeste da Austrália. Os autores argumentam que o PEM muitas vezes fica prejudicado pela carência de dados sociais. O mapeamento foi realizado por meio de entrevistas com 167 participantes e a técnica utilizada para ponderação foi a de valores de lugares (*places values*). Foram estabelecidos 17 valores, sendo os mais valorizados: biodiversidade, ambiente físico e cultura aborígene. Para identificar os conflitos potenciais, os valores foram organizados em uma matriz, em duas categorias, sendo uma delas para incluir aqueles valores menos compatíveis com os demais e a outra categoria, para os mais compatíveis. Os pares foram comparados e os resultados, informados a um SIG para que espacializasse os conflitos de interesse potenciais. Os resultados foram sobrepostos ao mapa com a delimitação espacial de nove AMPs da região, para ilustrar a aplicação da técnica no âmbito do PEM.

Prestrelo e Vianna (2016) identificaram os conflitos de uso na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro/RJ, levando em conta a análise da legislação pertinente e os resultados obtidos da realização de entrevistas com pescadores que trabalham na região. A partir da aplicação de um questionário estruturado e da elaboração de mapas mentais pelos pescadores, foram obtidas informações espaciais sobre a pesca em oito pontos selecionados da baía. O questionário continha perguntas sobre a história pessoal do pescador (idade, cidade de nascimento, número de pescadores na família, número de anos de exercício da pesca etc), sobre seu status social (nível educacional, outras atividades exercidas, se possui embarcação própria), sobre a atividade pesqueira em si (frequência das pescarias, esforço de pesca, espécies pescadas, zonas pesqueiras mais frequentemente utilizadas), sobre a perspectiva do gerenciamento (quais as medidas de gerenciamento mais comumente utilizadas) e sobre informações biológicas (*habitat* das espécies, períodos de desova, tipos e cobertura vegetal de fundo e ocorrência sazonal de espécies específicas). Uma grade (*grid*) foi utilizada para converter e padronizar as informações locais obtidas dos mapas mentais e inseri-las no SIG. Adicionalmente, todas as áreas de restrição de pesca foram digitalizadas e georreferenciadas em cartas náuticas e compuseram outro plano de informações no SIG. A sobreposição dos dois planos de informações (PIs) revelou, então, as zonas de conflito de interesses da região. Os autores argumentam que as informações obtidas a partir da realização de mapeamento participativo podem ser futuramente associadas a outras informações, científicas, a fim de auxiliar a gestão costeira, por meio de valoroso subsídio informacional.

Souza e Freitas (2018) realizaram um mapeamento participativo na região de Peruíbe (SP) para entender como a pesca artesanal de emalhe influencia as áreas de exclusão de pesca. Um questionário estruturado foi aplicado em entrevistas com os pescadores, contendo questões sobre o perfil do pescador (idade, há quanto tempo exerce a pesca na região, tamanho da embarcação etc) e percepções sobre os instrumentos de zoneamento marinho, ordenamento pesqueiro e planos de manejo de unidades de conservação da região. Um mapa foi elaborado com base em uma imagem de satélite da região e sobreposição do plano de delimitação das áreas de exclusão de pesca e do plano de delimitação das unidades de conservação. O mapa foi impresso e apresentado aos pescadores entrevistados para que delimitassem as áreas preferidas para a pesca com um polígono. Os mapas dos pescadores foram então escaneados, georreferenciados e digitalizados no SIG. As áreas foram rasterizadas e compiladas para análise, uma vez que cada plano de informações correspondia à marcação de apenas um pescador.

A partir dos resultados do mapeamento de Souza e Freitas (*op. cit.*), foram identificados os pontos de concentração de áreas de pesca e foi observado se os mesmos estavam localizados próximo às áreas de exclusão das unidades de conservação de proteção integral, o que os levou à consideração de que o entendimento sobre a escolha das áreas de pesca é importante para uma gestão mais eficaz das áreas marinhas protegidas (AMPs).

Leis *et al.* (2019) sugerem a adoção de um mapeamento participativo exploratório nas fases iniciais de elaboração do plano de manejo de AMPs, a fim de elevar o engajamento dos tomadores de decisão na conservação das áreas e conferir melhor transparência e legitimidade às iniciativas de conservação marinha. Os pesquisadores solicitaram a um grupo de pescadores artesanais, que vivem próximo ao Parque Nacional Marinho das Ilhas dos Currais, Pontal do Paraná/PR, que participassem de um exercício de mapeamento consistindo de três fases: preparação, coleta de dados e análise. Na fase de preparação, foi elaborado um mapa digital com as características principais da região, com auxílio de um SIG, segmentado em um gride cujas células correspondiam a uma área real de 4 km²; na segunda fase, o mapa impresso foi apresentado aos participantes, para que marcassem com cores as áreas, de acordo com seis atributos: importância ecológica, importância econômica, importância sociocultural, áreas que carecem de proteção, áreas nas quais outros usos ocorrem e áreas que merecem atenção. A terceira fase consistiu em transferir as informações dos mapas impressos para o SIG. Cada célula da grade recebeu um valor de acordo com a citação da mesma durante a segunda fase, tendo sido gerado um índice para contabilizar a frequência da citação de acordo com os seis atributos pré-definidos. Um mapa coroplético foi então elaborado para sintetizar esses dados. Por meio da pesquisa, os autores puderam perceber que as áreas consideradas importantes para os pescadores coincidiam com as áreas que mapearam como merecedoras de atenção. Ainda segundo os pesquisadores, uma das vantagens da aplicação do mapeamento participativo é que o mesmo constitui-se em um método relativamente simples de inferência e importante em um contexto de falta de confiança entre os grupos participantes (por exemplo, pesquisadores, gestores e pescadores). Outra vantagem apontada é de que o mesmo auxilia na inclusão de tomadores de decisão menos favorecidos social e economicamente na consulta prévia ao planejamento.

Klain e Chan (2012) argumentam que valores monetários e características físicas e biológicas tendem a dominar os dados de planejamento espacial e que os valores culturais tem um papel decisivo na tomada de decisão. No entanto, tais valores culturais, sendo intangíveis, tendem a estar representados de forma implícita ou de forma inadequada no planejamento. Os pesquisadores realizaram entrevistas com questionário semi-estruturado e com um público-alvo composto de pessoas que trabalham direta ou indiretamente com o mar, na Ilha de Vancouver, Canadá. De modo geral, os pesquisadores investigaram de que maneira os ecossistemas marinhos eram importantes para os entrevistados. Após as perguntas iniciais sobre a natureza do trabalho e a importância dos ecossistemas marinhos, foi solicitado que o entrevistado desenhasse polígonos de três cores na carta náutica: i) verdes, para as áreas importantes para sua subsistência; ii) azuis, para as áreas que considerava importantes por razões não monetárias; e iii) vermelhos, para as áreas que considerava ameaçadas. As cartas foram então fotografadas e georreferenciadas em SIG. O valor relativo de cada polígono foi calculado e a carta foi então subdividida com uma grade, cuja célula representa 0,25 km² no plano real. Finalmente, foi realizada a correlação espacial dos valores monetários, não monetários e sobre ameaças, por meio da aplicação do Índice de Moran. Os autores concluíram que as áreas com alto valor monetário estão correlacionadas espacialmente com aquelas com alto valor não monetário e também com as áreas identificadas como sob ameaça.

Levine e Feinholz (2015) utilizaram o mapeamento participativo para conhecer a localização e intensidade das atividades humanas costeiras nos locais prioritários do Havaí. Inicialmente, foram identificados usos costeiros para mapeamento, a partir de entrevista com gerentes costeiros e tomadores de decisão locais. Os usos foram classificados em duas categorias: extrativos e não extrativos. Em seguida, coordenadores recrutaram tomadores de decisão nos dois pontos focais do projeto, na Ilha Havaí e em Maui, para participação em *workshops* de mapeamento. Nos *workshops*, os grupos de trabalho de 6 a 12 pessoas, mapearam, a princípio, as áreas de usos extrativos e não extrativos previamente estabelecidos. Em seguida, as áreas mapeadas foram classificadas em dois tipos: áreas de uso geral e áreas de uso dominante. A área de uso geral foi definida como aquela em que o uso

ocorreu com alguma regularidade pelo menos nos últimos cinco anos (independente de sua frequência e intensidade), enquanto que a área de uso dominante foi definida como uma área utilizada rotineiramente, pela maioria dos usuários e pela maior parte do tempo, com padrões sazonais de atividade. O mapa base utilizado foi digital e os participantes do *workshop* marcaram as áreas com auxílio de um SIG. Os mapas foram então generalizados com auxílio do SIG, tendo sido subdividido com um *grid* (grade) de 400m para a região do Havaí e um *grid* hexagonal de 100m para a região de Maui. Ao final, cada *grid* gerado utilizou um esquema binário de atributos, que determinou a presença ou ausência de cada uso costeiro em cada uma das células. Finalmente, mapas digitais e impressos foram enviados aos tomadores de decisão para validação dos resultados. Eventualmente, foram incorporadas revisões fornecidas pelos participantes. Segundo os pesquisadores, os gerentes costeiros consideraram que o processo de mapeamento participativo é altamente valioso para identificação e engajamento das partes interessadas e que os mapas forneceram subsídio informacional aos gerentes estaduais e federais para melhor entender as implicações humanas de cenários futuros de gerenciamento.

Käyhko *et al.* (2019) realizaram um mapeamento participativo em Zanzibar, Tanzânia, a fim de verificar a validade do conhecimento local para o GERCO e o PEM. Foram realizadas duas campanhas, a primeira no formato de um *workshop* com participação de atores governamentais, não governamentais e oriundos das universidades, especialistas em diversas áreas: gerenciamento ambiental, GERCO, planejamento urbano e regional, economia, gerenciamento de florestas e vida selvagem, sgricultura, gerenciamento de recursos hídricos, energia, desenvolvimento urbano e social e arquitetura. Na ocasião, foi aplicado o mapeamento participativo e os especialistas puderam espacializar desafios e oportunidades que consideraram importantes para o GERCO e o PEM na costa nordeste da região. O formato utilizado foi o de um *webgis* e foram disponibilizados marcadores representativos de 12 temas: valor cultural e religioso, valor biológico e natural, serviços públicos e educação, habitação, recreação, paisagens bonitas, valor econômico do turismo, valor econômico do comércio, valor econômico da pesca e da aquicultura, valor econômico da agricultura e das florestas, outros valores econômicos e infraestrutura. A segunda campanha consistiu de outros nove *workshops* locais realizados nas comunidades e nos quais foi aplicado o mapeamento participativo com representantes dos comitês costeiros de cada localidade. Os participantes foram orientados a marcar no mapa as atividades costeira e marinhas desenvolvidas e os valores associados às mesmas. O formato utilizado na segunda campanha foi de uma mapa impresso com uma película transparente sobreposta, onde os participantes marcaram os pontos. Os resultados de ambas as campanhas foram transportados para o SIG e os polígonos, linhas e pontos foram recategorizados em 18 temas para então realizar a análise espacial. Após a realização do mapeamento, os pesquisadores retornaram às comunidades para comunicar os resultados e validar os mapas gerados. Os resultados de ambas as campanhas foram combinados para identificar as características chaves dos sistemas socioecológicos costeiros e marinhos referentes à região. Com essa metodologia, os pesquisadores puderam identificar os padrões e gradientes de pressões antropogênicas nos ecossistemas costeiros e marinhos.

Barnett *et al.* (2016) aplicaram o mapeamento público participativo junto a pescadores da Baía de Fundy, Canadá, para avaliar os riscos dos detritos oriundos da pesca, da aquicultura e de outras atividades industriais marinhas. Os objetivos específicos foram determinar as atividades e interações que geram diferentes tipos de detritos, documentar e mapear as percepções dos pescadores acerca do risco associado aos detritos marinhos e utilizar o mapeamento público participativo para engajar os tomadores de decisão na determinação de prioridades para a recuperação. O formato utilizado foi um *webgis*, onde foram mapeados pontos em três áreas focais, onde há adensamento da atividade pesqueira. Foram selecionados os pescadores mais experientes para participar do processo, sendo-lhes perguntado: quais os tipos de detritos marinhos mais encontrados e suas origens, quais os perigos associados a estes detritos, qual a viabilidade da recuperação das áreas, quais tipos de detritos e quais áreas deveriam ser prioridade para a recuperação. Sempre que possível, foram registradas as coordenadas dos pontos de localização dos detritos marinhos.

Porém, Barnett *et al.* (*op. cit.*) argumentam que há uma dificuldade intrínseca a este mapeamento, devido à ação das correntes e ondas e a própria mudança da localização das pescarias, o que levaria à necessidade de realocação dos pontos. Ainda assim, consideram que há uma vantagem em relação ao mapeamento convencional com SIG, uma vez que o mapeamento público participativo pode lidar melhor com a característica dinâmica da problemática em questão, enquanto que as camadas do SIG são estanques no tempo.

Brown *et al.* (2018) utilizaram o mapeamento público participativo como subsídio informacional para o zoneamento e planejamento do uso do solo. Os pesquisadores argumentam que o zoneamento é uma atividade que tem se desenvolvido guiada pelo conhecimento de especialistas, mas quase não se utiliza do conhecimento local, apreendido por meio de mapeamento participativo. O objetivo da pesquisa foi demonstrar como esse tipo de mapeamento pode ajudar na avaliação da consistência, compatibilidade e dos conflitos em potencial associados ao zoneamento, por meio de sua aplicação junto a uma comunidade costeira da Califórnia, EUA.

O formato utilizado por Brown *et al.* (*op. cit.*) foi o de um *webgis* por meio do qual os participantes marcaram valores (classificados em oito tipos) e preferências de uso (classificadas em 10 tipos). Além disso, foram coletados dados demográficos e sobre a moradia dos participantes por meio de um questionário. Os dados foram então tratados levando em conta os grupos de participantes (residentes ou voluntários) e o *status* residencial (residente permanente, residente eventual e não residente). Os dados foram submetidos a três tipos de análise: i) análise de compatibilidade; ii) análise de potencial de conflito; iii) análise da diversidade de uso do solo e iv) nível de confiança com base no número de participantes ou no número de marcações. Os pesquisadores atestaram a importância do mapeamento público participativo no processo de zoneamento e argumentaram que se o zoneamento for realizado sem a participação popular, pode levar a futuros conflitos pelo uso do espaço e de seus recursos.

Meireles *et al.* (2016) realizaram um mapeamento participativo com moradores das comunidades de Icapuí, Ceará, que gerou um atlas da cartografia socioambiental da região. Em cada uma das comunidades, participaram pessoas de diversos segmentos e características, tais como: pescadores, marisqueiras, camponeses, agricultores, técnicos da administração municipal, comerciantes, artesão, ambientalistas, veranistas, líderes comunitários, crianças e adolescentes. As atividades foram realizadas em três etapas: i) mobilização da comunidade para participação em oficinas de educação ambiental; ii) elaboração dos mapas sociais, nos quais foram mapeados aspectos socioambientais, econômicos e culturais; e delimitados os territórios de pesca e mariscagem, as áreas de vazantes e coqueirais, as matas dos morros e os manguezais, além de outras formas de apropriação dos ecossistemas. O formato utilizado foi o mapa impresso com uma lâmina transparente sobreposta, na qual foram marcados os pontos; e iii) transferência dos dados para o SIG e inclusão dos mapas no banco de dados do projeto “De olho na água”.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo do presente capítulo foi o de discutir aspectos sobre a utilização do mapeamento participativo, como ferramenta de diagnóstico ambiental, no contexto do enfrentamento de problemas frequentemente encontrados na zona costeira. Inicialmente foram definidos conceitos de gestão integrada e sustentável da zona costeira e de Cartografia Social e mapeamento participativo, culminando na discussão de estudos de caso para ilustrar sua aplicabilidade.

Os estudos de caso apresentados possuíam finalidades distintas, mas o que todas essas pesquisas possuem em comum é o fato de reconhecerem a importância do mapeamento participativo para o conhecimento de características espaciais das dinâmicas locais. Além disso, nos casos das investigações sobre conflitos de interesses, ressalta-se o valor da aproximação entre as comunidades tradicionais e os gestores e pesquisadores, o que, por um lado, empodera as comunidades frente à resolução dos problemas comuns às mesmas e, por outro, permite que o(s) analista(s) façam uma observação mais acurada da situação.

No entanto, cabe ressaltar que ainda são poucas as iniciativas de pesquisa voltadas para o diagnóstico da qualidade ambiental da zona costeira. A maior parte das pesquisas corresponde àquelas que se concentram em mapear as atividades desenvolvidas pelas comunidades na costa, subsidiando planos futuros de planejamento e gestão territorial da região ou realizando a crítica/adaptação de planos já existentes. Ou realizam o mapeamento participativo para apoiar a delimitação de AMPs ou a instalação de uma nova infra-estrutura para atividade econômica.

De todo modo, a aplicação do mapeamento participativo tem se mostrado uma maneira eficaz de diagnóstico socioambiental, que aproxima a população, gestores governamentais e pesquisadores de universidades, conferindo um caráter holístico ao levantamento. Para o futuro, espera-se o desenvolvimento e maior aplicação dessa ferramenta no Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACSELRAD, H. (org.). Cartografias sociais e território. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2008. 168p.
- _____. (org.). Cartografia social, terra e território. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2013. 318p.
- _____. Mapeamentos, identidades e territórios. In: Acselrad, Henri (org.). Cartografia social e dinâmicas territoriais: marcos para o debate. 2a ed. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2012. p. 9-38.
- ALMEIDA, G.P.; VENTORINI, S.E. Mapeamento participativo de áreas de risco a movimento de massa no bairro Senhor dos Montes – São João Del Rey, MG. In: Anais do I Simpósio Mineiro de Geografia: das diversidades à articulação geográfica, Alfenas (MG), 26 a 30 de maio de 2014.
- ANDRADE, E.D.; CARNEIRO, A.F.T. Elaboração de documentos cartográficos sob a ótica do mapeamento participativo. Boletim de Ciências Geodésicas, v. 15, n. 3, jul.-set., 2009, p.410-427.
- ARNS, J.F. Gestão territorial participativa. In: Anais do I Encontro da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade – ANPPAS, Indaiatuba (SP), 6 a 9 de novembro de 2002.
- BARNETT, A.J.; WIBER, M.G.; ROONEY, M.P.; MAILLET, D.G.C. The role of public participation GIS (PPGIS) and fishermen's perceptions of risk in marine debris mitigation in the Bay of Fundy, Canada. Ocean and Coastal Management, v. 133, 2016, p. 85-94.
- BENEDET, C. Metodologia participativa para a construção temática do atlas escolar ambiental do município de Alfredo Wagner, SC. 2008. 158f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2008.
- BRASIL. Decreto Nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei Nº 7.661 de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF, Brasil: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004.
- _____. Lei Nº 7.661 de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro. Diário Oficial da União (DOU), 18/05/1998.
- BROWN, G.; SANDERS, S.; REED, P. Using public participatory mapping to inform general land use planning and zoning. Landscape and Urban Planning, v. 177, 2018, p. 64-74.
- CAMPOS, L.G. Populações Tradicionais, Unidades de Conservação e Mineração: territorialidades e práticas de gestão dos recursos naturais – Oriximiná – PA. 2009. 113f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2009.
- CASTRO, I.E. de. CASTRO, Iná Elias de. O Problema da Escala. In: CASTRO, Iná Elias de et al. Geografia: conceitos e temas. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. p. 117-140.
- CEMBRA. O Brasil e o mar no século XXI: relatório aos tomadores de decisão do País. Niterói, RJ: BHMN, 2012. 540p.
- CHAMBERS, R. Participatory mapping and geographic information systems: whose map? Who is empowered and who is disempowered? Who gains and who loses? The Electronic Journal on Information Systems in Developing Countries, v. 25, n. 2, 2006. p. 1-11.
- CHAVES, C.M.S.R.S.C. Mapeamento participativo da pesca artesanal na Baía de Guanabara. 2011. 185f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2011.
- CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). Portaria Nº 440 de 20 de dezembro de 1996. Cria o Grupo de Integração do Gerenciamento Costeiro (GI-GERCO). Brasília, DF, Brasil: Diário Oficial da União (DOU), 20/12/1996.
- _____. Resolução Nº 001 de 03 de dezembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Diário Oficial da União (DOU), 27/11/1990.

_____. Resolução Nº 005 de 27 de novembro de 1997. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II (PNGC II). Diário Oficial da União (DOU), 14/01/1998.

CNIO (COMISSÃO NACIONAL INDEPENDENTE SOBRE OS OCEANOS). Os usos dos oceanos no século XXI: a contribuição brasileira. Relatório final à Comissão Nacional Independente sobre os Oceanos (CNIO). 2. ed. Rio de Janeiro, 1998. 133p.

COSTA, N.O. da C. Cartografia social: instrumento de luta e resistência no enfrentamento dos problemas socioambientais na reserva extrativista marinha na Prainha do Canto Verde, Beberibe-Ceará. Dissertação (Mestrado em Geografia). 2016. 158f. Universidade Federal do Ceará. Programa de Pós-graduação em Geografia. Fortaleza, 2016.

CRAMPTON, J.W. Cartography: maps 2.0. *Progress in Human Geography*, v. 33, n. 1, 2009, p. 91-100.

CRAMPTON, J.W.; KRYGIER, J. Uma introdução à cartografia crítica. In: ACSELRAD, H. (Org.). *Cartografias sociais e território*. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2008. p.113-151.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). 2018. Directrices voluntarias para lograr la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala en el contexto de la seguridad alimentaria y la erradicación de la pobreza. 2ed. San Salvador, 2018. 28p.

_____. 2019. Our oceans are haunted. How “ghost fishing” is devastating our marine environments. Disponível em: <<http://www.fao.org/fao-stories/article/en/c/1099596/>>.

FREIRE, J.; VILLAR, D.O. Práticas cartográficas cotidianas em la cultura digital. *Razón y Palabra*, v. 15, n. 73, ago.-oct., 2010. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=199514908002>>.

GERHARDINGER, L.C.; FIGUEIRA, D.L. & WALTER, T. 2009a. Caracterização da Pesca Artesanal no entorno das ilhas Cagarras, Rio de Janeiro. Relatório Técnico apresentado à Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, convênio Nº: 045/2007. 274pp.

GERHARDINGER, L. C. ; GODOY, E.A. ; DAPPER, C.G. ; CAMPOS, R. ; MARCHIORO, G.B. ; SFORZA, R. ; POLETTE, M. Mapeamento participativo da paisagem marinha no Brasil: experiências e perspectivas. In: Albuquerque, U.P.; Lucena, R.; Cunha, Luiz Vital Fernandes Cruz da. (orgs.). *Métodos e Técnicas na Pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica*. Recife: NUPEEA, 2010, v. 1, p. 109-149.

GERHARDINGER, L.C.; HOSTIM-SILVA, M.; MEDEIROS, R.P.; MATAREZI, J.; ANDRADE, A.B.; FREITAS, M.O. & FERREIRA, B.P. Fishers resource mapping and goliath grouper *Epinephelus itajara* (Serranidae) conservation in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, 2009b, p. 93-102.

GESAMP (JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION). The contributions of science to integrated coastal management. Rome: 1996. 65p. (Gesamp Reports and Studies; n.61). Disponível em: <<http://www.gesamp.org/site/assets/files/1239/the-contributions-of-science-to-integrated-coastal-management-en.pdf>>.

GOLDEMBERG, J. (coord.). *Sustentabilidade dos oceanos*. São Paulo: Editora Blucher, 2010. 199p.

GOLDSTEIN, R.A.; BARCELLOS, C.; MAGALHÃES, M.A.F.M.; GRACIE, R.; VIACAVA, F. A experiência de mapeamento participativo para a construção de uma alternativa cartográfica para a ESF. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 18, n. 1, 2013, p. 45-56.

GRAHAM, S. The end of geography or the explosion of place? Conceptualizing space, place and information technology. *Progress in Human Geography*, v. 22, n. 2, 1998, p. 165-185.

HERRERA, J. *Cartografia Social*. Universidad Nacional Cordoba, 2009. Disponível em: <<https://juanherera.files.wordpress.com/2008/01/cartografia-social.pdf>>.

HUMBERT, G. 2019. Princípios jurídicos ambientais: precaução e prevenção (diferenças). Disponível em: <<https://georghumbert.jusbrasil.com.br/artigos/163200591/principios-juridicos-ambientais-precaucao-e-prevencao-diferencas>>.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Rio de Janeiro : IBGE, 2011. 176p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv55263.pdf>>.

IFAD (INTERNATIONAL FUND FOR AGRICULTURAL DEVELOPMENT). Good practices in participatory mapping. A review prepared for the International Fund for Agricultural Development (IFAD). 2009. Disponível em: <http://www.ifad.org/wp-content/uploads/2015/07/ifad_good_practice_in-participatory_mapping.pdf>.

IWCO (INDEPENDENT WORLD COMMISSION ON THE OCEANS). The ocean: our future. United Kingdom: Cambridge University Press, 1998. 252p.

KÄYHKÖ, N.; KHAMIS, Z.A.; EILOLA, S.; VIRTANEN, E.; MUHAMMAD, M.J.; VIITASALO, M.; FAGERHOLM, N. The role of place-based local knowledge in supporting integrated coastal and marine spatial planning in Zanzibar, Tanzania. *Ocean and Coastal Management*, v. 177, 2019, p. 64-75.

KARIMI, A.; BROWN, G. Assessing multiple approaches for modelling land-use conflict potential from participatory mapping data. *Land Use Policy*, v. 67, 2017, p.253-267.

KLAIN, S.C.; CHAN, K.M.A. Navigating coastal values: participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics*, v. 82, 2012, p. 104-113.

KLUMB-OLIVEIRA, L. A.; SOUTO, R. D. Integrated coastal management in Brazil: analysis of the National Coastal Management Plan and selected tools based on international standards. *Revista de Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 15, n. 3, set. 2015, p.311-323. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-531_Klumb-Oliveira.pdf>.

LEIS, M.O.; DEVILLERS, R.; MEDEIROS, R.P.; CHUENPAGDEE, R. Mapping fishers' perceptions of marine conservation in Brazil: An exploratory approach. *Ocean and Coastal Management*, v. 167, 2019, p. 32-41.

LEVINE, A.S.; FEINHOLZ, C.L. Participatory GIS to inform coral reef ecosystem management: mapping human coastal and ocean uses in Hawaii. *Applied Geography*, v. 59, 2015, p. 60-69.

LOBATÓN, S.B. Reflexiones sobre sistemas de información geográfica participativos (SIGP) y cartografía social. *Cuadernos de Geografía/ Revista Colombiana de Geografía*, n.18, 2009, p. 9-23.

MARCHIORO, G.B. Análise da Pesca Artesanal na Praia de Canto Grande (Bombinhas - SC) e suas relações com a Reserva Biológica Marinha do Arvoredo. 1998. 145f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Oceanografia). Universidade do Vale do Itajaí. Itajaí, 1998.

MARTINS, E.M. WebGIS aplicado ao Gerenciamento Costeiro Integrado. 2013. 163f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-graduação em Geociências. Porto Alegre, 2013.

MEIRELES, A.J.A.; SOUZA, W.F.; LIMA, A.P.S. Atlas socioambiental: cartografia social das comunidades de Icapuí. Fortaleza: Fundação Brasil Cidadão, 2016. 145p.

MENDES, J.S.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Diagnóstico participativo e cartografia social aplicados aos estudos de impactos das usinas eólicas no litoral do Ceará: o caso da praia de Xavier, Camocim. *Geosaberes*, v. 6, número especial 3, fev. 2016, p. 243-254.

MERICSKAY, B.; ROCHE, S. Cartographie et SIG à l'ère du Web 2.0: Vers une nouvelle génération de SIG participatifs. *Annals of the Conférence internationale de Géomatique et Analyse Spatiale (SAGEO 2010)*. Toulouse, France. November, 17-19th, 2010. p.228-242. Disponível em: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00583142>>. Acesso em abr. 2019.

MILAGRES, C.S.F. O uso da cartografia social e das técnicas participativas no ordenamento territorial em projetos de reforma agrária. 2011. 114f. Dissertação (Mestrado em Extensão Rural). Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-graduação em Extensão Rural. Viçosa, 2011.

MMA. 2017. IV Plano de Ação Federal para a Zona Costeira. Disponível em: <<http://bibliotecadigital.planejamento.gov.br/bitstream/handle/123456789/1033/PAF-ZC%202017-2019.pdf>>.

MOORE, S.A.; BROWN, G.; KOBRYN, H.; STRICKLAND-MUNRO, J. Identifying conflict potential in a coastal and marine environment using participatory mapping. *Journal of Environmental Management*, v. 197, 2017, p. 706-718.

MORETZ-SOHN, C.D.; BARBOSA, L.N.; MELO, D.B.; SILVA NETO, C.A. da; SANTOS, I.R.; SILVA, E.V. da. Caracterização geocológica da zona costeira submersa a partir da cartografia social: estudo de caso em Icapuí-CE. *Encontros Universitários da UFC*, v.1, 2016.

POLETTE, M. Os desafios da gestão costeira no Brasil. In: Mas-Plas, Josep; Zuppi, Gian Maria (eds.). *Gestión ambiental integrada de áreas costeras*. Programa de Cooperación Académica entre la Unión Europea y América Latina. Proyecto ELANCAM: European and Latin American Network on Coastal Area Management. Europe Aid Cooperation Office. Spain: Rubes Editorial, 2009. p.215-237.

PRESTRELO, L.; VIANNA, M. Identifying multiple-use conflicts prior to marine spatial planning: a case study of a multi-legislative estuary in Brazil. *Marine Policy*, v. 67, 2016, p.83-93.

RAMBALDI, G.; McCALL, M.; KYEM, P.A.K.; WEINER, D. Participatory spatial information management and communication in development countries. *Electronic Journal of Information Systems in Developing Countries*, v. 25, n. 1, jun. 2006, p. 1-9.

RIBEIRO, J.C. e LIMA, L.B. Mapas colaborativos digitais e (novas) representações sociais do território: uma relação possível. *Ciberlegenda*, n.25, 2011, p.38-47.

SEEMANN, J. A. Cartografia do Cotidiano, Mapas não Convencionais e um Atlas de Narrativas. *Geograficidade*, v. 01, n. 01, 2011.

SILVA, C.N. da; VERBICARO, C.C. O mapeamento participativo como metodologia de análise do território. *Scientia Plena*, v. 12, n. 6, 2016. Disponível em: <<https://www.scientiaplenua.org.br/sp/article/view/3140/0>>.

SOUTO, R. D. Assinatura de Sustentabilidade dos municípios costeiros do Rio de Janeiro: proposta de uma estrutura de avaliação. 2016. 582f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Geografia. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<http://www.ivides.org/raquel.deziderio>>.

_____. Desenvolvimento sustentável: da tentativa de definição do conceito às experiências de mensuração. 2011. 283f. Dissertação (Mestrado em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais). Escola Nacional de Ciências Estatísticas – ENCE/IBGE. Programa de Pós-Graduação em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <<http://www.ivides.org/raquel.deziderio>>.

SOUZA, P.V.B. de. Cartografia 2.0: Pensando o Mapeamento Participativo na Internet. *Ciberlegenda*, n.25, 2011, p.48-59.

SOUZA, V.A.; FREITAS, D.M. Mapeamento participativo como ferramenta para a gestão da pesca de emalhe no litoral centro-sul de São Paulo. *Desenvolv. Meio Ambiente*, v. 44, edição especial (X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro), fev. 2018, p. 164-182.

TORRES, I.V.; GAONA, S.R.; CORREDOR, D.V. Cartografía social como metodología participativa y colaborativa de investigación em el territorio afrodescendiente de la cuenca alta del río Cauca. *Cuadernos de Geografía/ Revista Colombiana de Geografía*, v. 21, n. 2, jul.-dic., 2012. p. 59-73.

UN (UNITED NATIONS). 1992. Agenda 21. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Agenda21.pdf>>.

_____. 2002. Johannesburg Declaration on Sustainable Development. Disponível em: <https://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/English/POI_PD.htm>.

_____. 2017. Our ocean, our future: call for action. (Res. A/RES/71/312). Disponível em: <<https://oceanconference.un.org/callforaction>>.

_____. 2015. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. Disponível em: <https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E>.

_____. 2018. Sustainable Development Goal 14. Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. Progress of goal 14 in 2018. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/sdg14>>.

_____. 1982. United Nations Convention on the Law of the Sea. Disponível em: <<https://treaties.un.org/doc/Publication/MTDSG/Volume%20II/Chapter%20XXI/XXI-6.en.pdf>>.

UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME). 1972. Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment. Disponível em: <<http://web.archive.loc.gov/all/20150314024203/http%3A//www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?documentid%3D97%26articleid%3D1503>>.

UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION). 2017. Declaration of Villa María. Meeting on Learning to Live Sustainably in Cities in Latin America and the Caribbean. Villa María, Argentina. 26-28 April 2017. (UIL/2017/ME/H/1). Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0025/002588/258897e.pdf>>.

_____. 2019a. Global Action Programme on Education for Sustainable Development. Goals and Objectives. Disponível em: <<https://en.unesco.org/gap/goals>>.

_____. 2019b. Learning to live together sustainability. Disponível em: <<https://en.unesco.org/themes/gced/sdg47progress>>.

VAUGHAN, L. Mapping Society: the spatial dimension of social cartography. London: UCL Press, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.14324/111.9781787353053>>.

WHC (WORLD HERITAGE CONVENTION). 2016. Sustainable Tourism Strategy. Cultural Landscape of Bali Province: the Subak System as a Manifestation of the Tri Hita Karana Philosophy. Jakarta: United Nations World Heritage Center, 2016. Disponível em: <<https://whc.unesco.org/document/157465>>.

Comparação de dois índices de estado trófico em bacias hidrográficas costeiras

Aichely Rodrigues da Silva¹

Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca²

RESUMO

A eutrofização dos sistemas costeiros é uma preocupação global, que compromete a qualidade das águas interiores e marinhas. A classificação do estado trófico das águas se dá pela utilização de indicadores e de índices que utilizam variáveis que descrevem os sintomas primários e/ou secundários da eutrofização. Os índices de estado trófico são ferramentas que classificam o sistema aquático frente à pressão antropogênica, entre ultraoligotrófico a hipereutrófico. A presente pesquisa avaliou a variação decadal, de 2006 a 2017, do estado trófico de estuários que deságuam na Baía da Ilha de Santa Catarina (Florianópolis, Santa Catarina, Brasil) – os estuários dos rios Ratonés, Itacorubi e Tavares. Os Índice de Estado Trófico (IET), o *Trophic Index* (TRIX) e o Coeficiente de Eficiência do TRIX (CE) foram estimados a partir de dados disponíveis na literatura científica e acadêmica. O processo de eutrofização nos estuários foi associado ao avanço da mancha urbana e à deficiência da coleta e tratamento de efluentes domésticos ao longo do período analisado. Os resultados do IET classificaram as águas dos rios Ratonés, Itacorubi e Tavares como mesotrófico a hipereutrófico. A categorização pelo TRIX identificou os estados entre mesotrófico a eutrófico. A classificação dada pelo IET indicou um pior estado trófico nos ambientes, em comparação aos resultados gerados pelo TRIX. Com a aplicação do Coeficiente de Eficiência (CE), constatou-se que as variáveis abióticas (nitrogênio e fósforo) representaram 54% da composição do TRIX, ou seja, que a quantidade de nutrientes que entra nos ambientes são os maiores estressores dos estuários. O TRIX é um índice construído com mais variáveis do que o IET e, quando associado ao resultado do CE, oferece melhor informação sobre o estado trófico das águas costeiras, o que justifica o seu uso na gestão costeira. Esse índice tem sido amplamente utilizado pela União Europeia. A falta de um monitoramento sistematizado prejudica uma análise mais precisa e integrada sobre a eutrofização e seus impactos nos ecossistemas aquáticos. Além do estabelecimento de um monitoramento da qualidade da água, indica-se a necessidade da criação de uma legislação específica para controlar o processo de eutrofização na zona costeira e a aplicação de índices mais robustos que auxiliem a tomada de decisão dos órgãos ambientais.

Palavras-chave: Bacia Hidrográficas Costeiras; Eutrofização; Índice de Estado Trófico; *Trophic Index*.

¹ Doutora em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) com estágio de Doutorado Sanduíche na Universidade do Algarve (UAlg), Portugal. Mestre em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Licenciada em Geografia pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). Foi professora substituta na Universidade Estadual do Maranhão, Campus Imperatriz. Atualmente é professora substituta na Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Campus Grajaú. E-mail: aichely@gmail.com.

² Doutora em Oceanografia Química e Geológica pela Universidade de São Paulo (USP). Bióloga pela Universidade Federal do Paraná (UFPR) e Mestre em Ciências Biológicas pela mesma universidade. Desenvolveu pesquisa de Pós-Doutorado na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), na *Louisiana State University* (EUA) e na Universidade de Algarve (Portugal). Atualmente, é professora Associada da Coordenadoria Especial em Oceanografia da UFSC, vinculada aos Cursos de Graduação em Oceanografia e de Pós-Graduação em Geografia e Oceanografia. Participa do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia de Transferência de Material na Interface Continente-Oceano (INCT-TMCOcean) e da Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros (ReBentos). E-mail: alessandra.larissa@ufsc.br.

ABSTRACT

Eutrophication of coastal systems is a global problematic, which compromises the quality of inland and marine waters. The classification of trophic status of waters is by using indicators and indices that use variables that describe the primary symptoms and / or secondary eutrophication. The trophic status indexes are tools that classify the aquatic system against anthropogenic pressure, from ultra-oligotrophic to hypereutrophic. This research evaluated the decade variation, from 2006 to 2017, of the trophic state of estuaries that flow into the Bay of Santa Catarina Island (Florianópolis, Santa Catarina, Brazil) – the Ratoles, Itacorubi and Tavares estuaries. The Trophic State Index (TSI), Trophic Index (TRIX) and efficiency coefficient (EC) were estimated from data available in the scientific and academic literature. The eutrophication process in the estuaries was associated with the advance of the urban area and the deficiency in the collection and treatment of domestic effluents throughout the analyzed period. The TSI results classified the waters of rivers Ratoles, Itacorubi and Tavares as mesotrophic to hypertrophic. The categorization by TRIX identified the states between mesotrophic to eutrophic. The classification given by the TSI indicated a worse trophic state in the environments, in comparison to the results generated by TRIX. With the application of the Efficiency Coefficient (EC) it was found that the abiotic variables (nitrogen and phosphorus) represented 54% of the composition of TRIX, that is, that the amount of nutrients that enter the environments are the greatest stressors in the estuaries. The TRIX is an index built with more variables than the TSI and, when combined with the result of the EC, gives better information on the trophic status of coastal waters, which justifies its use in coastal management. This index has been widely used by the European Union. The lack of systematic monitoring undermines a more accurate and integrated analysis of eutrophication and its impacts on aquatic ecosystems. In addition to establishing water quality monitoring, there is a need to create specific legislation to control the eutrophication process in the coastal zone and the application of more robust indices that assist in decision-making by environmental agencies.

Keywords: Watershed Coastal; Eutrophication; Trophic State Index; Trophic Index.

1. INTRODUÇÃO

As atividades antrópicas nas bacias hidrográficas costeiras têm provocado à eutrofização das águas devido às constantes entradas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e de matéria orgânica. A eutrofização é uma forma de poluição que promove a degradação ambiental do meio aquático, gerando perdas dos serviços ecossistêmicos (Kitsou e Karydis, 2011; Anzaldúa *et al.*, 2018). A eutrofização foi conceituada por Ferreira *et al.* (2011, p.121):

Eutrofização é o processo de enriquecimento da água por nutrientes, especialmente, nitrogênio e/ou fósforo, levando ao: aumento do crescimento, produção primária e biomassa de algas; mudanças no equilíbrio de organismos; e degradação da qualidade da água. As consequências de eutrofização são a degradação da saúde do ecossistema e/ou a prestação sustentável de produtos e serviços. (tradução nossa)

A eutrofização antropogênica se tornou uma preocupação da atual sociedade, pois esse estresse avança com o crescimento populacional nas cidades, os usos múltiplos da água e a falta de saneamento adequado. A exemplo da expansão das zonas mortas ao longo do globo, que é um dos problemas promovidos pelo processo de eutrofização. Essa situação é tão alarmante que justifica a inserção do combate à poluição por nutrientes na meta do objetivo 14 para o Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU, 2019).

A principal contribuição deste estudo está em comparar dois índices de estado trófico: um índice simples utilizado em todo território nacional, o Índice de Estado Trófico (IET); e outro mais completo, aplicado na União Europeia, o *Trophic Index* (TRIX).

A pesquisa está estruturada em três sessões, sendo: a) classificação do estado trófico das bacias hidrográficas costeiras pelos índices IET e TRIX; b) comparação dos índices IET e TRIX; c) análise das variáveis bióticas e abióticas que compõem os índices em relação aos parâmetros de qualidade da água que foram estabelecidos na legislação vigente; por fim, as considerações finais com base no enfoque teórico-metodológico e nos resultados obtidos.

2. O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO EM BACIAS HIROGÁFICAS COSTEIRAS

A eutrofização pode ser caracterizada como natural ou antropogênica: a natural ocorre com o resultado do enriquecimento autóctone de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos sistemas aquáticos; enquanto a eutrofização antropogênica ocorre quando os nutrientes N e P são derivados dos despejos das atividades antrópicas, como os esgotos domésticos e industriais, e os fertilizantes utilizados nas práticas agrícolas (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2011). O estado trófico dos sistemas costeiros é uma preocupação socioambiental em todo o mundo, pois esses ambientes apresentam estresse pela hidrologia, interações biológicas e aumento de nutrientes inorgânicos provenientes das bacias hidrográficas.

Para compreender a dimensão das modificações do estado trófico, os indicadores ecológicos e de qualidade ambiental são utilizados como ferramentas que descrevem o estado do sistema aquático frente à pressão antropogênica. Esses indicadores servem para definir características, demonstrar tendências ecológicas ou de qualidade atual de uma determinada área e devem ser parametrizados para cada sistema, garantindo que a especificidade natural seja considerada (Ferris e Humphrey, 1999; Bricker *et al.*, 2008; Garmendia *et al.*, 2012).

Diversos indicadores foram desenvolvidos para mensurar o estado trófico, pois os diferentes ecossistemas requerem informações de variáveis específicas, sejam elas físicas, químicas e biológicas. O uso de índices mais complexos que permitem uma visão mais integradora dos sistemas, como agregação de sensoriamento remoto, análise espacial e modelagem, se tornou popular nas últimas duas décadas, sendo útil em estudos de gestão costeira, em que informações integradas são necessárias (Kitsou e Karydis, 2011). Contudo, em países em desenvolvimento, o monitoramento ambiental ainda é incipiente, prejudicando a compreensão dos impactos antropogênicos nos ecossistemas nas diferentes escalas espaciais e temporais. No caso da eutrofização, os índices de estado trófico tem sido bem aceitos como ferramentas para otimizar o entendimento deste processo (Volleinweider *et al.*, 1998; Lamparelli, 2004; Bricker *et al.*, 2008).

O bom estado trófico é importante para diversas bacias hidrográficas, sobretudo as costeiras, que sofrem com as pressões antropogênicas causadas pelo lançamento de efluentes oriundos do continente, turismo, transporte ou exploração marinha, por exemplo. No município de Florianópolis (Santa Catarina, Brasil), os corpos hídricos deságuam na Baía da Ilha de Santa Catarina, formada pelas Baías Norte e Sul, que suporta o setor da maricultura, atividade economicamente importante para a região, além de atividades recreativas que necessitam de água de qualidade. Nessa região, os pesquisadores Garbossa *et al.* (2017) encontraram elevadas concentrações de coliformes fecais na parte central e mais urbanizada da Baía, devido à ineficiência ou à falta da coleta e do tratamento de esgoto aliados à hidrodinâmica do sistema.

2.1 FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DAS ÁGUAS COSTEIRAS

Compreender as ferramentas que servem de referência para monitorar o estado trófico em sistema costeiro é um passo para propor respostas de controle e de mitigação à eutrofização. Nesta pesquisa, o objetivo principal foi avaliar o estado trófico ao longo de uma década (2006-2017) de três estuários que desaguam na Baía da Ilha de Santa Catarina, utilizando-se o Índice de Estado Trófico (IET), o *Trophic Index* (TRIX) e o Coeficiente de Eficiência (CE) do TRIX.

Os objetivos específicos da pesquisa foram: a) analisar o estado trófico dos estuários dos rios Ratonos, Itacorubi e Tavares ao longo de uma década utilizando dois índices de estado trófico – IET e TRIX; b) identificar qual desses índices (IET e TRIX) melhor retrata o estado trófico dos estuários; e c) avaliar os indicadores de eutrofização aplicados aos índices (IET e TRIX) em relação à Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - Resolução CONAMA Nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

A avaliação do processo de eutrofização é importante para diversos fatores, como os apontados por Karydis (2009): a) fornecer informações sobre tendências que não pode ser facilmente observadas a partir dos dados; b) sistema de alerta precoce na tomada de decisão, quando as práticas de gestão são aplicadas e; c) para avaliar o grau de gravidade ou remediação em áreas com problemas estabelecidos de eutrofização. Com a finalidade de classificar o processo de eutrofização das águas, foram criados diversos índices e modelos, como os citados a seguir.

O Índice de Estado Trófico (IET) foi elaborado por Carlson (1977). O IET é um índice simples de ser calculado, pois utiliza apenas três variáveis: a concentração de fósforo (na forma total), clorofila-a (indicador da biomassa fitoplancônica) e a profundidade do disco de Secchi. Atualmente, o IET é o índice aplicado para mensurar o estado trófico mais utilizado no Brasil, sendo adaptado para os sistemas brasileiros por Toledo *et al.* (1983), Lamparelli (2004), Agência Nacional das Águas - ANA (2019) e Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Esse índice considera que o fósforo é o nutriente limitante para a produção primária (seu uso é amplo para águas continentais, em que o P tende a ser o limitante), mas a alta concentração de clorofila-a é dependente da presença desse nutriente e da disponibilidade de luz. Esse índice varia de 47 (ultraoligotrófico) a > 67 (hipereutrófico), pela combinação de equações para PT e Chl-a, para lagos (represas) e rios.

O *Trophic Index* (TRIX), também utilizado neste estudo, foi proposto por Vollenweider *et al.* (1998), com base nos fatores que expressam a produtividade: clorofila (Chl-a) e utilização aparente do oxigênio (aD%O); fatores nutricionais (NT ou NID e PT ou PID aplicável nas águas marinhas costeiras). O índice é dimensionado de 0 a 10, caracterizando as águas em condições tróficas de oligotrófica à eutrófica. Para Jayachandran e Nandan (2012), o TRIX é uma ferramenta simples para avaliar o estado trófico das águas costeiras (estuários, lagoas, baías e oceano) e facilmente compreensível pelos gestores e público em geral. Vale lembrar que o TRIX é amplamente utilizado na Europa (Artioli; Bendoricchio; Palmeri, 2005; Pettine *et al.*, 2007; Primpas e Karydis, 2011; Cañedo-Argüelles *et al.*, 2012) e outras regiões do mundo.

3. ESTUDO DE CASO: BACIA HIDROGRÁFICAS COSTEIRAS DOS RIOS RATONES, ITACORUBI E TAVARES EM FLORIANÓPOLIS-SC

As bacias hidrográficas desta pesquisa estão localizadas na Ilha de Santa Catarina, município de Florianópolis, capital do Estado de Santa Catarina, Brasil. O território do município engloba a área insular - Ilha de Santa Catarina, com 424 km²; e a área continental, com 11,9 km², já completamente urbanizada. A Baía da Ilha de Santa Catarina (BISC) é formada pelas Baías Norte e Sul, que estão conectadas entre si por um canal estreito na região central do sistema e com o mar adjacente em suas extremidades. A BISC sofre influência das marés de regime semidiurno e amplitude média de 0,5 m (Camargo, 2001). As bacias hidrográficas do município de Florianópolis estão inseridas na Região Hidrográfica Litoral Centro do Estado de Santa Catarina. As principais bacias hidrográficas do município na Ilha de Santa Catarina são as dos rios Ratonos, Saco Grande, Lagoa da Conceição, Itacorubi, Tavares e Lagoa do Peri.

A densidade demográfica no município de Florianópolis foi de 624 hab./km², de acordo com o Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2010). A população de Florianópolis cresceu a uma taxa média anual de 2,1%, entre 2000 e 2010, enquanto que, no Brasil, essa taxa foi de 1,2% (IBGE, 2010). O Atlas do Esgoto (2017) destacou que em Florianópolis, apenas 56% da população foi atendida com coleta e tratamento de esgotos e 35% utilizaram soluções individuais, tais como fossas (ANA, 2017).

Neste estudo, serão analisados os estuários dos rios Ratonos, Itacorubi e Tavares (Figura 1). A escolha dessas bacias hidrográficas se deu pela sua importância para a manutenção do ecossistema manguezal e seus recursos, que são protegidos por unidades de conservação federal e municipal.

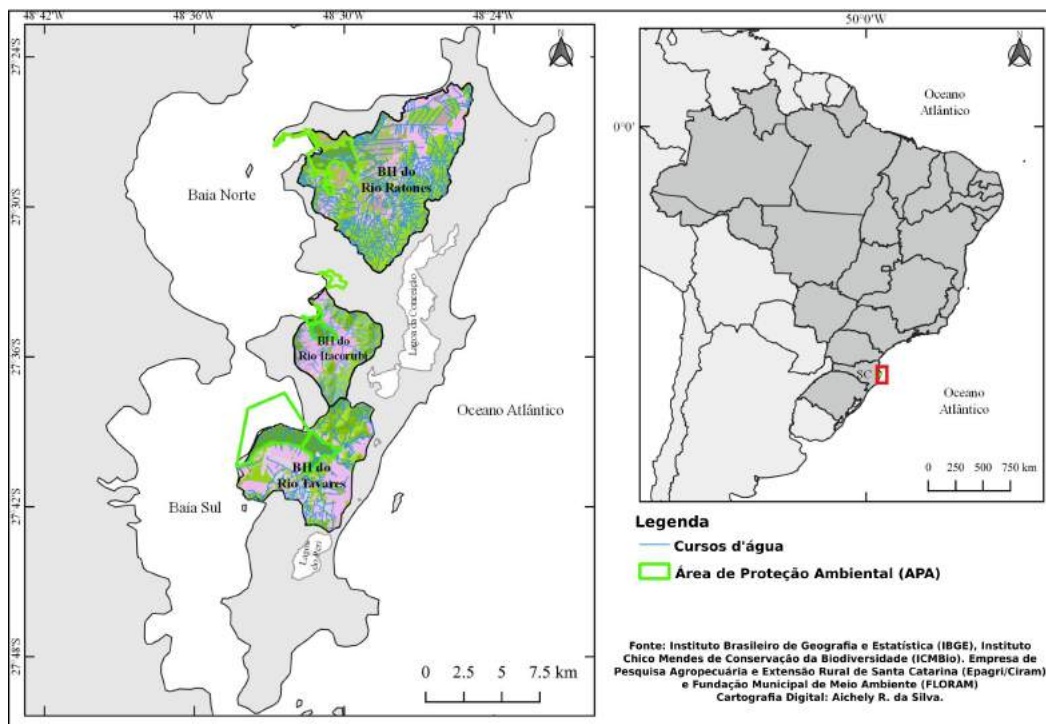


Figura 1. Localização das bacias hidrográficas dos rios Ratones, Itacorubi e Tavares analisadas nesta pesquisa. Elaboração própria.

A bacia hidrográfica do rio Ratones está localizada no Norte da Ilha de Santa Catarina, apresentando a área de 86 km². O rio Ratones é o principal formador desta bacia, tendo como afluente na margem direita o rio Papaquara, que desagua na parte central do manguezal, onde está localizada a Estação Ecológica de Carijós (ESEC Carijós). Essa bacia hidrográfica comporta uma população em torno de 32.673 habitantes (Ferretti, 2013), distribuídos nos distritos de Cachoeira do Bom Jesus, Canasvieiras, Ratones e Santo Antônio de Lisboa. Nesses distritos, a população residente aumenta 195% no período de veraneio, devido às atividades turísticas nacional e internacional (Campanário, 2007). A ETE de Canasvieiras, de tratamento secundário, atende parte da população da bacia hidrográfica, e lança seus efluentes tratados no rio Papaquara.

A bacia hidrográfica do rio Itacorubi possui área de 28 km², sendo drenada pelos rios Sertão, Córrego Grande, Itacorubi e seus afluentes, além de alguns canais de drenagem menores. Os cursos d'água dos rios do Sertão e Itacorubi desaguam na parte central da Baía Norte, em trecho rodeado pelo manguezal do Itacorubi (Santos, 2003). A população dessa bacia hidrográfica é cerca de 66.804 habitantes (Ferretti, 2013). A área abrange os bairros: Trindade, Pantanal, Itacorubi, Córrego Grande e Santa Mônica que pertencem ao distrito Centro do município de Florianópolis.

A bacia hidrográfica do rio Tavares possui 50 km², o curso principal tem cerca de 9 km de extensão, iniciando o percurso nos morros Sertão e do Badejo, tendo como afluente o rio Ribeirão da Fazenda, que nasce no Morro das Pedras (Diedrichsen, 2014). Na área de manguezal, está localizada a Reserva Extrativista Marinha do Pirajuabaé (RESEX Pirajuabaé). Essa bacia hidrográfica possui aproximadamente 37.017 habitantes (Ferretti, *op. cit.*) e, com isso, engloba os distritos de Ribeirão da Ilha, Campeche e parte do Centro. Atualmente, a alteração da área natural da bacia hidrográfica ocorre pela especulação imobiliária, pela ampliação do Aeroporto Internacional Hercílio Luz, pela construção do novo acesso e ampliação da Rodovia SC-405 e pela instalação da Estação de Tratamento de Efluentes Sul da Ilha.

³ CAPES é a sigla para Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

<https://www.periodicos.capes.gov.br/>

⁴ <https://catalogodeteses.capes.gov.br/catalogo-teses>

⁵ <http://www.scielo.org>

⁶ <https://scholar.google.com.br/>

⁷ <https://pergamum.ufsc.br/pergamum/biblioteca/index.php>

Tabela 1. Fontes dos dados secundários de qualidade da água utilizados nesse estudo por bacias hidrográfica e o número de amostras por variáveis (n)

	REFERÊNCIA	PONTO	ANO	Ta	SAL	OD	Tw	PID	NT	NID	Chl-a	PT
Bacia Hidrográfica do Rio Ratonés	Laboratório de Biogeoquímica Marinha (UFSC)	Papaquara	2006	n=34	n=34	n=34	*	n=35	*	n=04	n=34	*
	Parizotto (2009)	R1 (baía), R2 e R3 (estuário) e R4 (rio) - água superficial	2007-2008	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15	n=15
	Laboratório de monitoramento das águas da ESEC Carijós	P7 e P6 (estuário) e P5 (rio)	2008	n=32	n=31	n=29	n=29	*	*	n=15	*	n=28
	Fuzinatto (2009)	R4 (estuário) e R3 (rio)	2008	n=12	n=06	n=12	n=06	*	n=12	*	*	n=18
	Silva (2015)	P9 e P8 (estuário) e P7 (rio)	2013-2014	n=21	n=21	n=21	n=21	n=21	*	n=21	n=21	n=21
	Rodrigues (2016)	P10 e P9 (estuário) e (rio)	2014-2015	n=21	n=21	n=21	n=21	n=21	*	n=21	*	n=21
	Freitas em prep...	Papaquara	2017	n=60	n=60	n=60	*	n=60	*	n=60	n=60	n=60
Bacia Hidrográfica do Rio Itacorubi	Parizotto (2009)	I1 (baía), I2 e I3 (estuário) e I4 (rio)	2007-2008	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16	n=16
	Fuzinatto (2009)	C3 (estuário) e C2 (rio) - Rio Córrego Grande	2008	n=12	*	n=12	n=09	*	n=12	*	*	n=12
	Laboratório de monitoramento das águas da CASAN	ITA 1, 2 e 4 (estuário) ITA 5 (rio)	2017	n=15	*	n=15	n=15	*	n=09	*	*	n=15
Bacia Hidrográfica do Rio Tavares	Parizotto (2009)	T1 (baía), T2 e T3 (estuário) e T4 (rio)	2007-2008	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13	n=13
	Fuzinatto (2009)	T3 (estuário) e T2 (rio)	2008	n=12	n=12	n=12	n=12	*	n=12	*	*	n=12
	Laboratório de monitoramento das águas da CASAN	P1 (estuário) e P2 (rio)	2014-2017	n=37	n=37	n=37	n=32	*	n=30	*	*	n=32

Legenda: Ta = temperatura do ar; SAL = salinidade; OD = oxigênio dissolvido; Tw = temperatura da água; PID = fósforo inorgânico dissolvido; NT = nitrogênio total; NID = nitrogênio inorgânico dissolvido; e Chl-a = clorofila a; PT = fósforo total. Elaboração própria.

3.1 APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO DAS ÁGUAS

Os indicadores físicos, físico-químicos e biológicos da qualidade da água dos estuários analisados foram compilados (Tabela 1) e aplicados aos índices: Índice de Estado Trófico (IET), *Trophic Index* (TRIX) e Coeficiente de Eficiência (CE) do TRIX. A temperatura (T), salinidade (SAL), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), fósforo inorgânico dissolvido (PID), nitrogênio total (NT) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), sendo o NID o somatório de NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ e a clorofila-a (Chl-a) foram utilizados para os cálculos do IET e do TRIX. A temperatura e salinidade foram utilizadas para estimar a concentração de saturação do oxigênio na água, cujo valor é aplicado no cálculo do TRIX.

Os dados foram compilados a partir de publicações disponíveis nas bases: Periódicos CAPES³, Catálogo de Teses & Dissertações da Capes⁴, Scielo⁵, Google Acadêmico⁶ e Biblioteca da Universidade Federal de Santa Catarina⁷ (Tabela 1). Além desses, foram disponibilizados dados pelo laboratório de Monitoramento das Águas da Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN) e pelo Laboratório de Biogeoquímica Marinha da Universidade Federal de Santa Catarina (Laboratório Biogeoquimar). Os dados de qualidade da água amostrados entre 2006 e 2017 foram selecionados para esse estudo.

Foram utilizados somente os dados brutos, ou seja, sem médias ou simplificações estatísticas. As medianas foram calculadas e utilizadas na análise quando os dados apresentavam mais de uma informação no dia ou mais de um ponto na área de estudo. Segundo Jiang *et al.* (2014), as medianas são mais indicadas para minimizar os impactos de valores extremos dos dados.

A interpolação linear foi utilizada para os dados faltosos. Conforme Gnauck (2004), essa técnica é a mais apropriada para série de dados de qualidade da água. Para esse método foi usado o pacote *Time series missing value imputation* (imputeTS) (Moritz, 2018), com auxílio do software R. Nesta pesquisa, os bancos de dados apresentaram diferentes números amostrais. A interpolação linear, método aplicado neste estudo, apresentou melhores resultados que as interpolações não lineares (Gnauck, 2004). Nesta pesquisa foram, ainda, utilizados *box-plots* (diagramas de caixa), que avaliam a variabilidade dos dados (Whitall *et al.*, 2010).

Índice de Estado Trófico (IET)

O índice IET foi proposto inicialmente por Carlson (1977), calculado a partir da profundidade do disco de Secchi (que mede a transparência da água), das concentrações de clorofila-a (biomassa fitoplanctônica, Chl-a, em mg.L^{-1}) e do fósforo total (PT, em mg.L^{-1}) (1). No Brasil, o IET foi adaptado para ambientes lóticos por Lamparelli (2004), o qual foi utilizado neste estudo. A classificação do IET está descrita no Quadro 1.

$$\begin{aligned} \mathbf{IET (Chl-a)} &= 10 \times (6 - ((-0,7 - 0,6 \times (\ln CL)) / \ln 2)) - 20 & (1) \\ \mathbf{IET (PT)} &= 10 \times (6 - ((0,42 - 0,36 \times (\ln PT)) / \ln 2)) - 20 \\ \mathbf{IET} &= (\mathbf{IET(PT)} + \mathbf{IET(CL)}) / 2 \end{aligned}$$

Onde: PT é concentração de fósforo total medida à superfície da água, em (mg.L^{-1}); CL é a concentração de clorofila-a medida na superfície da água, em (mg.L^{-1}); e ln é o logaritmo natural.

Quadro 1. Classificação do estado trófico pelo IET para águas estuarinas

IET	CONDIÇÃO	ESTADO TRÓFICO
<= 47	Muito pobremente produtivo e estado trófico muito baixo. Concentração insignificante de nutrientes.	Ultraoligotrófico
48 - 52	Pobremente produtivo e estado trófico baixo. Não ocorrem interferência indesejáveis sobre os usos da água.	Oligotrófico
53 - 59	Moderadamente produtivo e estado trófico mediano. Com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.	Mesotrófico
60 - 63	Produtividade alta. Com alterações indesejáveis na qualidade da água decorrente do aumento da concentração de nutrientes e interferência nos seus usos múltiplos.	Eutrófico
64 - 67	Altamente produtivo. Neste estágio ocorre episódio de floração de algas, e interferência nos usos múltiplos da água.	Supereutrófico
68 - 100	Altamente produtivo e maior estado trófico. Os corpos d'água apresentam elevada concentração de matéria orgânica e nutrientes, associado a episódio de floração de algas ou mortandade de peixes. Interferência nos usos múltiplos da água.	Hipereutrófico

Fonte: ANA (2010).

Trophic Index (TRIX)

O *Trophic Index* (TRIX) foi desenvolvido por Volleinweider *et al.* (1998) para caracterizar as condições tróficas das águas marinhas. Esse índice é composto por uma combinação linear dos logaritmos de quatro variáveis: clorofila-a (Chl-a), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT) e utilização aparente do oxigênio (aD% O) (2). A equação do índice está descrita a seguir.

$$TRIX = (\log_{10}[Chl-a * aD\%O * NID * PT] - [-k]) / m \quad (2)$$

Onde: Chl-a é a concentração de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$); aD%O é o uso aparente do oxigênio, ou o desvio da concentração de oxigênio dissolvido medido na amostra em relação ao valor de saturação; NID é a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$); PID é a concentração de fósforo inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$); o coeficiente k é a soma dos limites mínimos das variáveis; e o m é o range log das variáveis.

Nesse estudo, os valores dos coeficientes k e m para os estuários foram: Ratoles (k: 2,30 e m: 1,30), Itacorubi (k: 2,80 e m: 0,52) e Tavares (k: 2,10 e m: 0,58). A classificação do índice TRIX está descrita no Quadro 2.

Quadro 2. Classificação do estado trófico pelo TRIX para águas estuarinas

TRIX	CONDIÇÃO	ESTADO TRÓFICO
<= 2	Muito pobremente produtivo e estado trófico muito baixo.	Excelente (Ultraoligotrófico)
2-4	Pobremente produtivo e estado trófico baixo.	Alto (Oligotrófico)
4-5	Moderadamente produtivo e estado trófico mediano.	Bom (Mesotrófico)
5-6	Moderado a altamente produtivo e alto estado trófico.	Moderado (Mesotrófico a Eutrófico)
6-8	Altamente produtivo.	Pobre (Eutrófico)
8-10	Altamente produtivo e maior estado trófico.	Ruim (Hipereutrófico)

Fonte: Cotovicz Junior *et al.* (2012) e Hoang *et al.* (2017).

Coeficiente de Eficiência do TRIX

O Coeficiente de Eficiência (CE) indica a taxa de utilização de nutrientes pelo fitoplâncton no ambiente costeiro. O CE foi aplicado nas mesmas variáveis utilizadas no TRIX, conforme Vollenweider *et al.* (1998); e Jayachandran e Nandan (2012). Esse coeficiente é definido pela equação (3), sendo o \log_{10} , referente ao logaritmo da relação entre os dois principais componentes agregados do TRIX:

$$CE = \log_{10} [(Chl-a * aD\%O) / (NID * PID)] \tag{3}$$

Onde: Chl-a é a concentração de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$); aD%O é o uso aparente do oxigênio, ou o desvio da concentração de oxigênio dissolvido medido na amostra em relação ao valor de saturação; NID é a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$); PID é a concentração de fósforo inorgânico dissolvido ($\mu\text{g.L}^{-1}$). Os valores abaixo de -2 indicam baixa utilização de nutrientes e acima, caracteriza alta utilização de nutrientes (Giovanardi e Vollenweider, 2004).

3.2 ANÁLISE ESTATÍSTICA DESCRITIVA DOS DADOS

A análise descritiva dos dados foi realizada pelo software R, com auxílio do pacote ggplot2 (Wickham, 2018). Essa análise tem a função de representar os dados por tabelas, gráficos e medidas descritivas de posição, dispersão e distribuição (Ferreira, 2009). O teste Kolmogorov-Smirnov foi aplicado aos dados, a fim de testar a normalidade das amostras com auxílio do pacote nortest (Gross e Ligges, 2015). A correlação linear foi testada, dado que o coeficiente de correlação (r) varia de -1 a 1. O sinal positivo ou negativo indica a relação das variáveis e o valor sugere a força da relação entre as variáveis, sendo $r = 0,10$ a $0,30$ (fraca); $r = 0,40$ a $0,6$ (moderada); $r = 0,70$ a 1 (forte). Para Rogerson (2012), o coeficiente de correlação é verdadeiramente significativo ou não, dependendo do tamanho da amostra. Para n entre 50 e 100, o valor absoluto de r necessário para alcançar a significância (usando $\alpha = 0,05$) é 0,28. Esse teste de correlação de Pearson foi realizado pelo pacote ggpubr (Kassambara, 2018).

4. DIGNÓSTICO DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO NAS BACIAS COSTEIRAS ANALISADAS

A classificação do IET indicou os estados de mesotrófico a hipereutrófico para as águas dos estuários dos rios Ratonos, Itacorubi e Tavares (Tabela 2). Apesar da sua ampla utilização, o IET é um índice mais simples, pois utiliza apenas as concentrações de fósforo (P) e de clorofila-a, sem considerar na sua ponderação, a especificidade de cada sistema. Para tornar o IET mais completo, Baumgarten e Paixão (2013) acrescentaram o nitrogênio total (NT) em estudo no estuário da Lagoa dos Patos (RS). Nas águas continentais, a produção primária potencial para a eutrofização é limitada por P, enquanto nas águas costeiras e marinhas, essa limitação é por N (Conley, 2000). Ou seja, o N é um nutriente limitante e significativo para desencadear a eutrofização em águas costeiras e precisa ser considerado no cálculo de índice trófico, o que é previsto pelo TRIX.

Tabela 2. Representação da mancha urbana nas bacias hidrográficas (%) e resultado do IET nos estuários em média, desvio padrão, número amostral, mínimo e máximo, nesta ordem.

IET	RATONES	ITACORUBI	TAVARES
Mancha urbana (%)	10,7%	43%	22,2%
2006	53 ± 17 (31) 22 - 81	*	*
2007	67 ± 8 (6) 52 - 76	73 (1)	69 ± 1 (2) 68 - 70
2008	67 ± 4 (13) 62 - 74	75 ± 2 (7) 73 - 79	76 ± 5 (6) 68 - 82
2009	66 ± 3 (5) 64 - 70	*	*
2011	64 ± 1 (10) 62 - 66	*	*
2013	55 ± 9 (3) 46 - 63	*	*
2014	63 ± 5 (12) 58 - 74	*	72 ± 9 (11) 46 - 78
2015	61 ± 0 (3) 61 - 62	*	72 ± 1 (14) 69 - 73
Mancha urbana (%)	23,5%	46%	30,1%
2016	*	*	71 ± 1 (12) 68 - 73
2017	80 ± 2 (5) 76 - 81	72 ± 3 (4) 68 - 74	70 ± 1 (7) 68 - 71

Legenda: As cores pertencem à classificação do estado trófico do IET: Azul (ultraoligotrófico, =47); verde (oligotrófico, de > 47 a 52); amarelo (mesotrófico, de > 52 a 59); laranja (eutrófico, de > 59 a 63); vermelho (supereutrófico; de > 63 a 67); e roxo (hipereutrófico, de > 67). Elaboração própria.

O estado trófico do estuário do rio Ratonos, entre 2006 e 2017, retratou a condição eutrófica em 62% (n = 53) das amostras. No período inicial, esse estuário foi considerado mesotrófico (IET de 59 ± 15); porém, no final da década, a condição foi supereutrófica (IET 67 ± 8). Para o estuário do rio Itacorubi, os resultados do IET indicaram condição hipereutrófica, no início e final da pesquisa, com 76 ± 3 e 72 ± 3, nessa ordem. Essas condições foram similares às encontradas no estuário do rio Tavares, que apresentou, no início, 100% (n = 8); e, no final, 98% (n = 43) dos dados classificados como hipereutrófico, indicando o potencial altamente produtivo do ambiente. Para corroborar esse estado trófico, as áreas com urbanização de mais de 20% (em relação à área total da bacia hidrográfica) foram as que indicaram tendência à eutrofização. Ao investigar diferentes bacias hidrográficas com variados níveis de urbanização em Massachusetts (EUA), Tu (2011) verificou que a qualidade da água decresceu com aumento da mancha urbana, ou seja, quanto mais urbanizada a bacia hidrográfica, pior foi a qualidade da água.

O *Thopfic Index* (TRIX) tem sido utilizado em vários países (Artioli *et al.*, 2005; Pettine *et al.*, 2007; Monteiro *et al.*, 2016; Fiori *et al.* 2016) e, especialmente, na *Directiva Marinha Europeia* (EC, 2000), para caracterizar o estado trófico das águas costeiras. Esse índice considera um grupo maior de descritores na análise, que indicam os sintomas primários (aumento da concentração de NIP e PID) e secundários (consumo de OD, pelo aD%O e o aumento da biomassa fitoplâncton) da eutrofização. Esse índice também parametriza os valores para cada ambiente, pelo coeficiente k (correção dos limites mínimos) e m (correção dos valores máximos), o que permite distinguir a eutrofização antropogênica da natural (Giovanardi e Vollenweider, 2004).

Vollenweider *et al.* (1998) indicou os valores de k: -1,5 e m: 1,2 para o TRIX do Mar Adriático (Itália). Esses valores de k e m foram aplicados por Vascetta *et al.* (2008) e em sistemas brasileiros por Cotovicz Júnior *et al.* (2012). Nesse estudo, seguindo as orientações da Directiva Quadro da Água (DQA) europeia (EC, 2000), foram determinados os coeficientes (k e m) para cada estuário. Tal qual a pesquisa de Tavares *et al.* (2014), que definiu os coeficientes para o estuário do Pontengi (RN).

Assim como para o IET, o estuário do rio Ratores obteve os menores valores de TRIX entre os estuários analisados, sendo considerado como mesotrófico (5 ± 2), mas com tendência ao estado eutrófico, que ocorreu em 14% dos dados ($n = 12$). No início do período observado, esse estuário era mesotrófico (TRIX = 4 ± 1), passando para eutrófico (TRIX = 6 ± 1) ao final da década. Notou-se que, após 2013, os valores encontrados do TRIX estiveram acima de 5, período em que a mancha urbana já registrava 105% de aumento em relação a 2006 (Tabela 3).

Tabela 3. Representação da mancha urbana nas bacias hidrográficas (%) e resultado do TRIX nos estuários em média, desvio padrão, número amostral, mínimo e máximo, nesta ordem.

TRIX	RATONES	ITACORUBI	TAVARES
Mancha urbana (%)	10,7%	43%	22,2%
2006	3 ± 1 (31) 1 - 7	-	6 ± 1 (2) 6 - 7
2007	4 ± 1 (6) 3 - 6	5	6 ± 1 (6) 5 - 7
2008	5 ± 1 (13) 4 - 6	6 ± 2 (7) 3 - 9	-
2009	5 ± 0 (5) 4 - 5	-	-
2011	4 ± 0 (10) 4 - 5	-	-
2013	5,6 ± 1 (3) 5 - 6	-	-
2014	6 ± 1 (7) 5 - 7	-	7 ± 1 (11) 5 - 8
2015	6 ± 0 (3) 5 - 6	-	7 ± 0 (14) 6 - 7
Mancha urbana (%)	23,5%	46%	30,1%
2016	-	-	5,6 ± 1 (12) 3 - 7
2017	7 ± 0 (5) 7 - 8	6 ± 2 (4) 3 - 7	4 ± 0 (7) 3 - 5

Legenda: As cores pertencem à classificação do estado trófico do IET: Azul (ultraoligotrófico, <2); verde (oligotrófico, de 2 a 4); amarelo (mesotrófico, de 4 a 5); laranja (mesotrófico a eutrófico, de 5 a 6); vermelho (eutrófico, de 6 a 8); e roxo (hipereutrófico, de 8 a 10). Elaboração própria.

Na bacia hidrográfica do rio Ratoles, apesar do funcionamento da ETE Canasvieiras desde 2013 com tratamento secundário, apenas a parcela de 35% da população residente foi atendida por esses serviços, o que reflete na qualidade da água aqui observada. Essa estação de tratamento de esgoto atende apenas 10.750 habitantes, sendo que a população flutuante de veraneio chega a triplicar o número de pessoas nessa área.

O estuário do rio Itacorubi obteve valor de TRIX equivalente ao IET, com a pior condição em todos os períodos. No início e final da década pesquisada (2006 a 2017), os resultados apresentaram condição eutrófica, com TRIX igual a 6 ± 2 . Após 2008, um longo período passou sem que fossem feitas medidas nesse sistema. Os estudos foram retomados em 2017, quando a condição neste ambiente variou de oligotrófico (TRIX = 3) a eutrófico (TRIX = 7). A bacia hidrográfica do rio Itacorubi possui parte da sua área atendida pela ETE Insular e Silva (2019) estimou que, em 2016, cerca de 49% dos habitantes não foram atendidas pela cobertura da rede de coleta e tratamento de esgoto, que é de tratamento secundário.

No estuário do rio Tavares, os resultados do TRIX indicaram que 54% ($n = 28$) das amostras apresentavam condição eutrófica. Ao longo do período de análise, esse estuário foi classificado como eutrófico pelo TRIX, com 6 ± 1 no início e no final da década. Destaca-se que a bacia hidrográfica do rio Tavares ainda não dispõe de coleta e tratamento dos efluentes domésticos, porém está prevista a construção de uma ETE de tratamento terciário, que irá atender uma população de 25 mil pessoas.

4.1 APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE ESTADO TRÓFICO

Consoante aos índices aplicados nesta pesquisa, os estuários mostraram estado superior ao eutrófico, com piora constatada no segundo período amostral (Figura 2). O índice IET classificou o pior estado trófico em comparação ao TRIX na maioria dos períodos estudados. Os índices IET e TRIX divergiram nos resultados em relação ao período inicial no estuário do rio Ratoles: pelo IET, 63% foram enquadrados como ruins (acima do estado mesotrófico) em comparação aos 18% caracterizados nessa condição pelo TRIX. No segundo período, o IET e o TRIX apresentaram a mesma tendência de classificação, com 85% e 100% das amostras como ruins, nessa ordem.

No estuário do rio Itacorubi, não houve diferença entre os períodos: pelo IET, os dois períodos exibiram 100% das amostras como ruins; já pelo TRIX, esse número foi de 50%. No estuário do rio Tavares, no primeiro período, 55% das amostras coletadas pelo IET e TRIX foram classificadas como ruins; já no período final, 100% das amostras do IET e 70% das amostras do TRIX foram categorizadas como ruins.

O IET é o índice mais utilizado para classificar as águas brasileiras (SILVA, 2019) e não há registro de estudos que compararam a aplicação desses dois índices nas águas costeiras do país. Em lagoas costeiras espanholas, os índices IET e TRIX apresentaram a mesma tendência de estado trófico (Cañedo-Argüelles *et al.*, 2012), o que foi observado no presente estudo pela análise de correlação. Os dados foram considerados não normais conforme o teste Kolmogorov-Smirnov, sendo o valor de $p < 0,001$. A correlação linear entre os índices IET e TRIX nas áreas de estudo demonstrou que os dados dos rios Ratoles e Itacorubi apresentaram correlação positiva moderada ($R = 0,45$) e os dados do rio Tavares, fraca ($R = 0,30$).

O índice complementar ao TRIX, o Coeficiente de Eficiência (CE), indica quais variáveis do TRIX são melhores indicadoras do estado trófico, se as abióticas (nutrientes) ou bióticas (clorofila e gás O_2 associado ao metabolismo do sistema). Nesse índice, o valor acima de -2 aponta alta utilização de nutrientes pelo fitoplâncton (e o contrário, quando abaixo desse valor) (Giovanardi e Vollenweider, 2004).

O estuário do rio Ratoles apresentou CE de $-0,1 \pm 1,6$ e de $-4,1 \pm 0,8$ no início e final da década, respectivamente. Nesse estuário, a maior contribuição para o TRIX foi dada pelas variáveis abióticas (nutrientes, $CE < -2$) em 60% das medidas, em comparação com as variáveis bióticas (40%). O estuário do rio Itacorubi, no início da década, exibiu CE de $-1,5 \pm 0,6$, passando para $-0,2 \pm 0,8$ no final desse período. O estuário do rio Tavares demonstrou alta utilização de nutrientes, com $-0,5 \pm 0,2$ e $-0,2 \pm 0,8$, no início e final da pesquisa, nessa ordem. Nesse estuário, a relação foi de 51% para influência dos dados abióticos e de 49% para a influência das variáveis bióticas (Chl-a e aD%O) na explicação do estado eutrófico do sistema.

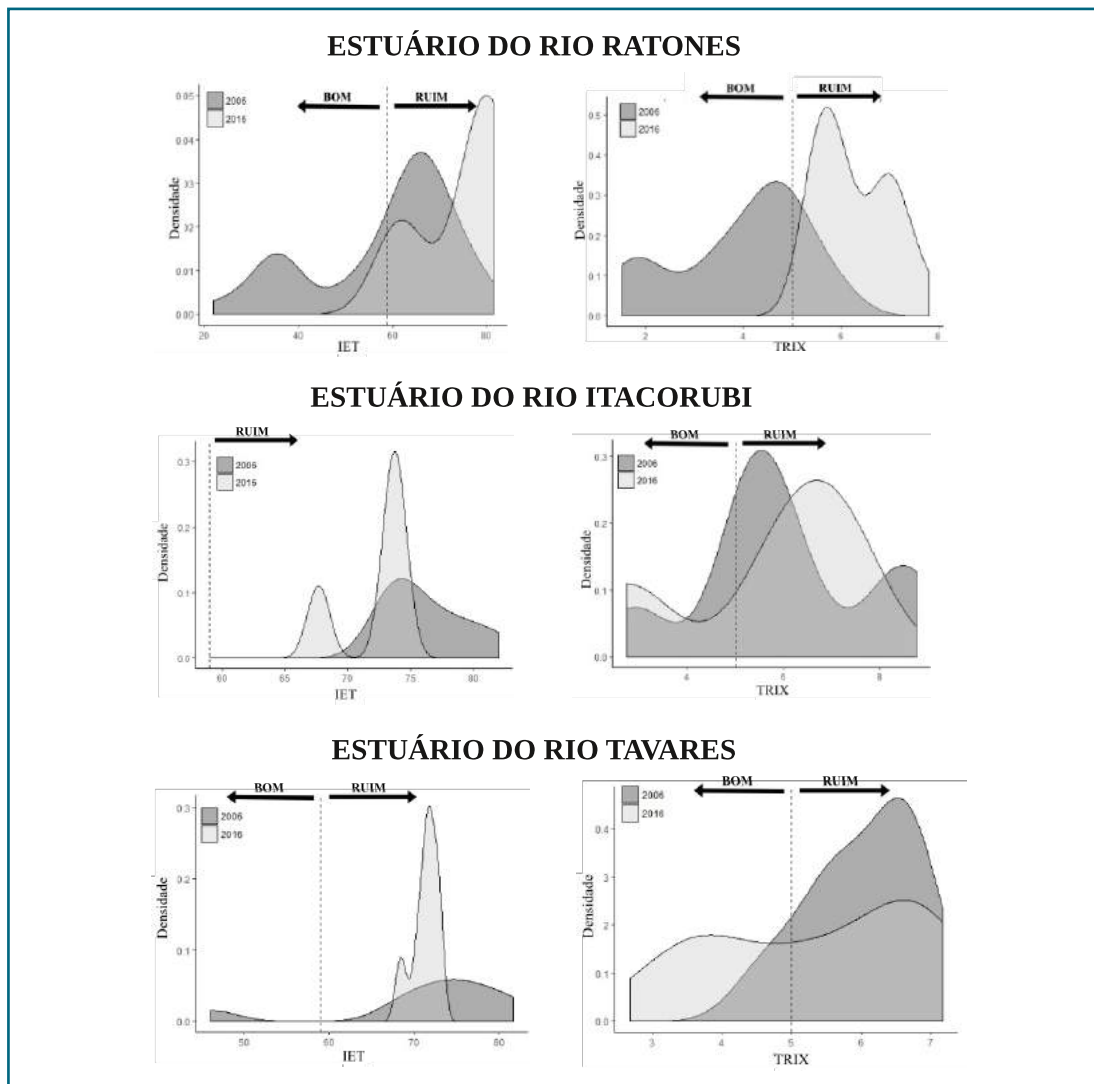


Figura 2. Classificação dos índices IET e TRIX para as amostras dos estuários - 2006/2016. Elaboração própria.

Ao relacionar o CE e o TRIX (Figura 3), observa-se duas nuvens de pontos que permitiram discriminar entre alta (preto) e baixa (cinza) eficiência na utilização de nutrientes nos estuários. A alta utilização de nutrientes indicada pelo CE considera o ciclo do processo de eutrofização em que os nutrientes (N e P) são absorvidos pelos produtores primários, que após aumentar a sua biomassa (esperada pela elevada concentração de clorofila-a) tende a consumir o oxigênio dissolvido para que ocorra a oxidação da matéria orgânica produzida (Giovanardi e Vollenweider, 2004).

Contudo, essa leitura deve ser feita com cautela no presente estudo, pois águas com baixa concentração de oxigênio dissolvido foram observadas sem estarem associadas ao desenvolvimento da biomassa fitoplanctônica (que utiliza os nutrientes), mas associadas ao excesso de matéria orgânica proveniente do esgotamento doméstico, que são lançados in natura nos sistemas, ou seja, é uma matéria orgânica alóctone ao sistema. As águas dos rios ora estudados apresentam elevada turbidez, pouca luminosidade na coluna da água, o que limitam a produção primária, ao mesmo tempo em que apresentam hipoxia e anoxia (Rodrigues, 2016).

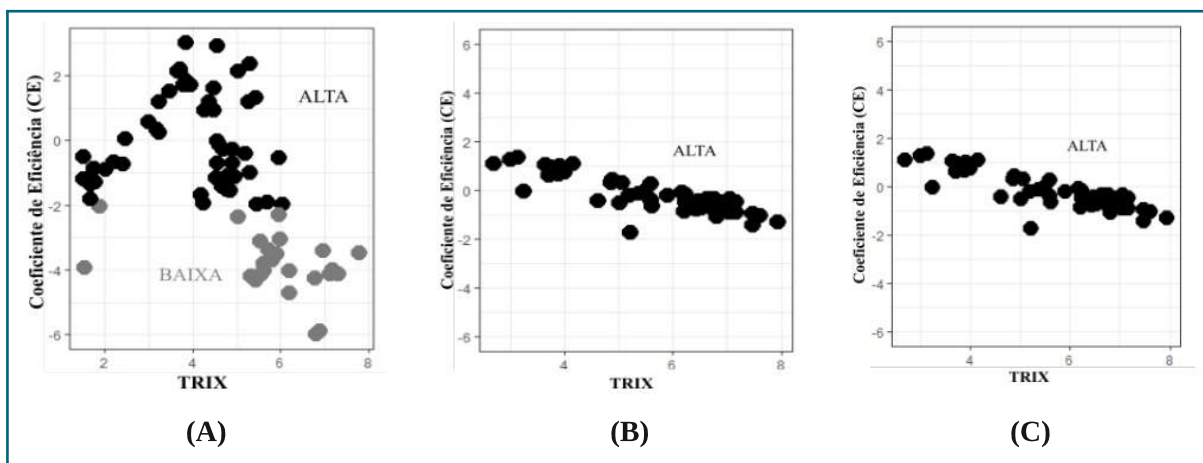


Figura 3. Utilização de nutrientes e coeficiente de eficiência (CE) em relação ao TRIX nos estuários dos rios (A) Ratores, Itacorubi (B) e Tavares (C). A eficiência é alta (preto) e baixa (cinza) na utilização dos nutrientes. Elaboração própria.

4.2 VARIÁVEIS BIÓTICAS E O PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO

O estuário é um ambiente de transição entre as águas doces (rio) e águas salgadas (oceano), apresentando, portanto, água salobra. Conforme a Resolução CONAMA Nº 357/2005, as águas salobras são aquelas que possuem salinidade superior a 0,5 psu e inferior a 30 psu (BRASIL, 2005). Nesse estudo, adotamos a classe “água salobra classe 1”, como foi definida na Resolução CONAMA Nº 357/2005 e determinada pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), na Resolução CERH Nº 03/2007 (SANTA CATARINA, 2007).

Ao longo da década, a concentração do oxigênio dissolvido obteve decréscimo em mais de 70% das amostras nos três estuários avaliados (Figura 4). Ao considerar o valor de referência para OD para água salobra classe 1, a Resolução CONAMA Nº 357/2005 considera que a concentração de OD não deve ser inferior a 5 mg.L⁻¹. Em 2017, no estuário do Itacorubi, 100% dos dados estavam abaixo do estabelecido pelo CONAMA. O estuário do Tavares exibiu 62% e 77% das amostras abaixo de 5 mg.L⁻¹ no período inicial e final, nesta ordem.

A concentração mínima de OD estabelecida pela legislação condiz com a concentração que abaixo da qual se inicia o estresse para algumas espécies estuarinas sensíveis (Bricker *et al.*, 2008), contudo a condição mais preocupante é quando o sistema apresenta o estado hipóxico com maior frequência (Garmendia *et al.*, 2012). A hipóxia é um sintoma da eutrofização dada pela saturação de oxigênio dissolvido (OD) < 30% ou concentração < 2 mg.L⁻¹. No estuário do Ratores, no início da década, a concentração de OD registrada foi de 5,2 ± 1,4 mg.L⁻¹. Nesse período, nenhuma das amostras (n = 55) apresentaram valores abaixo de 2 mg.L⁻¹. Contudo, no final da década, a concentração de OD decaiu para 3,7 ± 1,4 mg.L⁻¹, sendo que 15% (n = 20) das amostras demonstraram estado de hipóxia.

Nos poucos registros disponíveis, o que é um problema para a análise da qualidade da água, o estuário do rio Itacorubi não apresentou valores de hipóxia < 2 mg.L⁻¹ para o período de 2006 (n = 8), sendo que uma medida foi registrada na década seguinte. Apesar da tendência observada na diminuição da qualidade da água pela concentração de oxigênio, a baixa quantidade de dados prejudica uma análise mais confiável, o que reforça a necessidade de se estabelecer um monitoramento ambiental, com periodicidade de amostragens, para compreender a dinâmica temporal do estado trófico nos estuários.

A variável biológica clorofila-a exibiu as maiores concentrações no estuário do rio Ratores: na década analisada, as médias variaram de 11 ± 42 µg.L⁻¹ (início) a 3 ± 4 µg.L⁻¹ (final). Nos estuários dos rios Itacorubi e Tavares, devido à interpolação dos dados, os valores não variaram entre os períodos, sendo respectivamente de 9 ± 1 µg.L⁻¹ e 10 ± 3 µg.L⁻¹. A Resolução CONAMA Nº 357/2005 não estabelece valores limites de concentração de clorofila-a para águas salobras, o que impossibilita comparação.

O estuário do rio Ratonos apresentou a maior disponibilidade de dados da clorofila-a ($n=58$), enquanto que nos estuários dos rios Itacorubi e Tavares, os dados foram escassos, com apenas três medidas em cada. Esse fato pode ter influenciado a classificação do estado trófico dos estuários, já que é uma variável que está presente nos dois índices. Os descritores biológicos (clorofila-a, biomassa, macrófitas e macroalgas aquáticas) são importantes para a classificação do estado trófico das águas (Herrera-Silveira e Morales-Ojeda, 2009; Garmendia *et al.*, 2013; Cloern *et al.*, 2014), pois eles respondem diretamente pela entrada de nutrientes. O fitoplâncton em estuários pode sofrer mudanças rápidas pelos fatores limitantes (nutrientes e/ou luz) e pela dinâmica física dos ambientes (McLusky e Elliott, 2004; Gameiro *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2018), sendo importante definir a estratégia de monitoramento para que se caracterize as flutuações dessa variável.

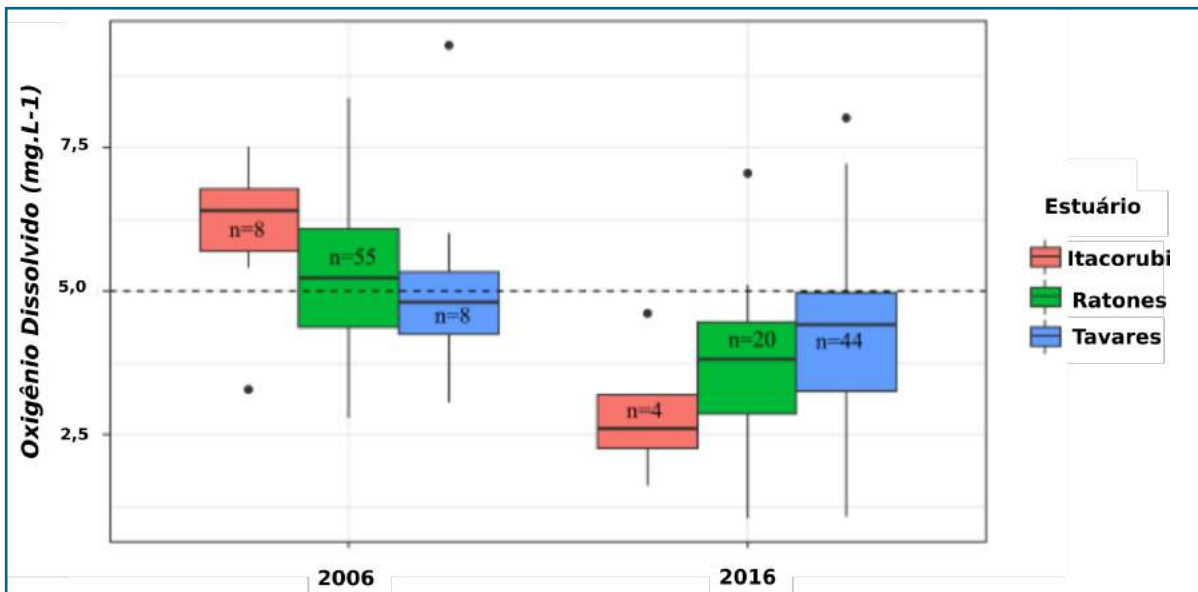


Figura 4. Concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) nos estuários - 2006/2016. Estuários Itacorubi (rosa), Ratonos (verde) e Tavares (azul). A linha pontilhada indica o limite da concentração indicada pela legislação brasileira atual para água salobra classe 1, de 5 mg.L^{-1} . Elaboração própria.

A presença de macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) foi observada nos rios que drenam para os estuários do Ratonos e Tavares. As macrófitas liberam substâncias que inibem o crescimento do fitoplâncton (efeito alelopático), além de promoverem o sombreamento da coluna da água, provocando a redução da clorofila-a (Fragoso Júnior *et al.*, 2009). Essas espécies aceleram a eutrofização, pois aumentam a concentração de matéria orgânica e contribuem para o crescimento de insetos e parasitas que afetam a saúde humana (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2011). Em ambientes onde ocorre o domínio de outros produtores primários, é importante considerar tais espécies no monitoramento (além da biomassa fitoplanctônica) e inseri-las nos cálculos do estado trófico.

4.3 VARIÁVEIS ABIÓTICAS E PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO

O fitoplâncton dos estuários do rio Ratoles (N:P = 6, em 92% dos dados) e do rio Itacorubi (N:P = 1, em 100% dos dados) foram limitados pelo N. Já no estuário do Tavares, a limitação foi pelo P (N:P = 146, em 88% dos dados). Essa condição indicou a heterogeneidade dos estuários e a importância em se avaliar o estado trófico pelas diferentes formas de nutrientes, como ocorre no TRIX.

A concentração de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID), cujos valores foram aplicados ao TRIX, não possui valor de referência único pela CONAMA N° 357/05, mas sim para cada um dos elementos que formam o NID: amônio, nitrito e nitrato. Essa resolução estabelece para as águas salobras (classe 1) as concentrações de nitrito (NO₂) de 0,07 mg.L⁻¹; nitrato (NO₃) de 0,40 mg.L⁻¹; e nitrogênio amoniacal (NH₄) de 0,40 mg.L⁻¹. Pelo somatório dessas frações, a concentração do NID seria de 0,87 mg.L⁻¹.

De acordo com os resultados apresentados na Figura 5, o estuário do rio Itacorubi apresentou 25% (n = 2) dos dados com concentração de NID acima do estabelecido pela legislação ambiental brasileira no início da década avaliada. No estuário do rio Ratoles, as concentrações de NID estiveram de acordo com a legislação no início da década, mas não no final do período estudado.

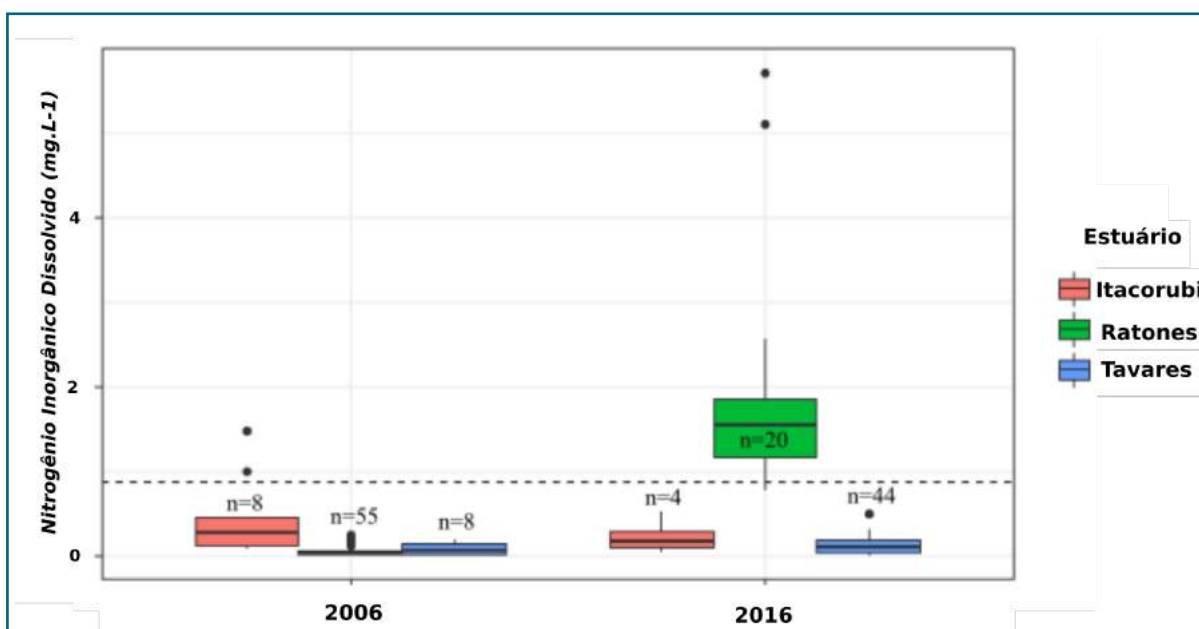


Figura 5. Concentração de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID, mg.L⁻¹) nos estuários - 2006/2016 Estuários Itacorubi (rosa), Ratoles (verde) e Tavares (azul). A linha pontilhada indica o limite da concentração indicada pela legislação brasileira atual para água salobra classe 1, de 0,87 mg.L⁻¹. Elaboração própria.

O fósforo total (PT) é uma das frações tratadas pela Resolução CONAMA N° 357/2005 (para águas salobras - classe 1), cuja concentração-limite é estabelecida em 0,124 mg.L⁻¹. No estuário do Itacorubi, no início do período analisado, 100% dos dados estavam acima da resolução, enquanto que, no final, esse valor foi de 75% (n = 3) (Figura 6A). A concentração de fósforo inorgânico dissolvido (PID) aplicada ao TRIX apresentou redução ao longo da década estudada nos estuários do Itacorubi e Tavares (Figura 6B). No estuário do rio Ratoles, o PID variou de 0,00 a 0,07 mg.L⁻¹ no início do período analisado, e 0,00 a 0,30 mg.L⁻¹, no final. Apesar da Resolução CONAMA N° 357/2005 não considerar o PID como parâmetro de qualidade da água, observou-se que a fração dissolvida de P esteve acima do limite estabelecido para o P total, que engloba tanto a fração inorgânica (PID) como orgânica (POD).

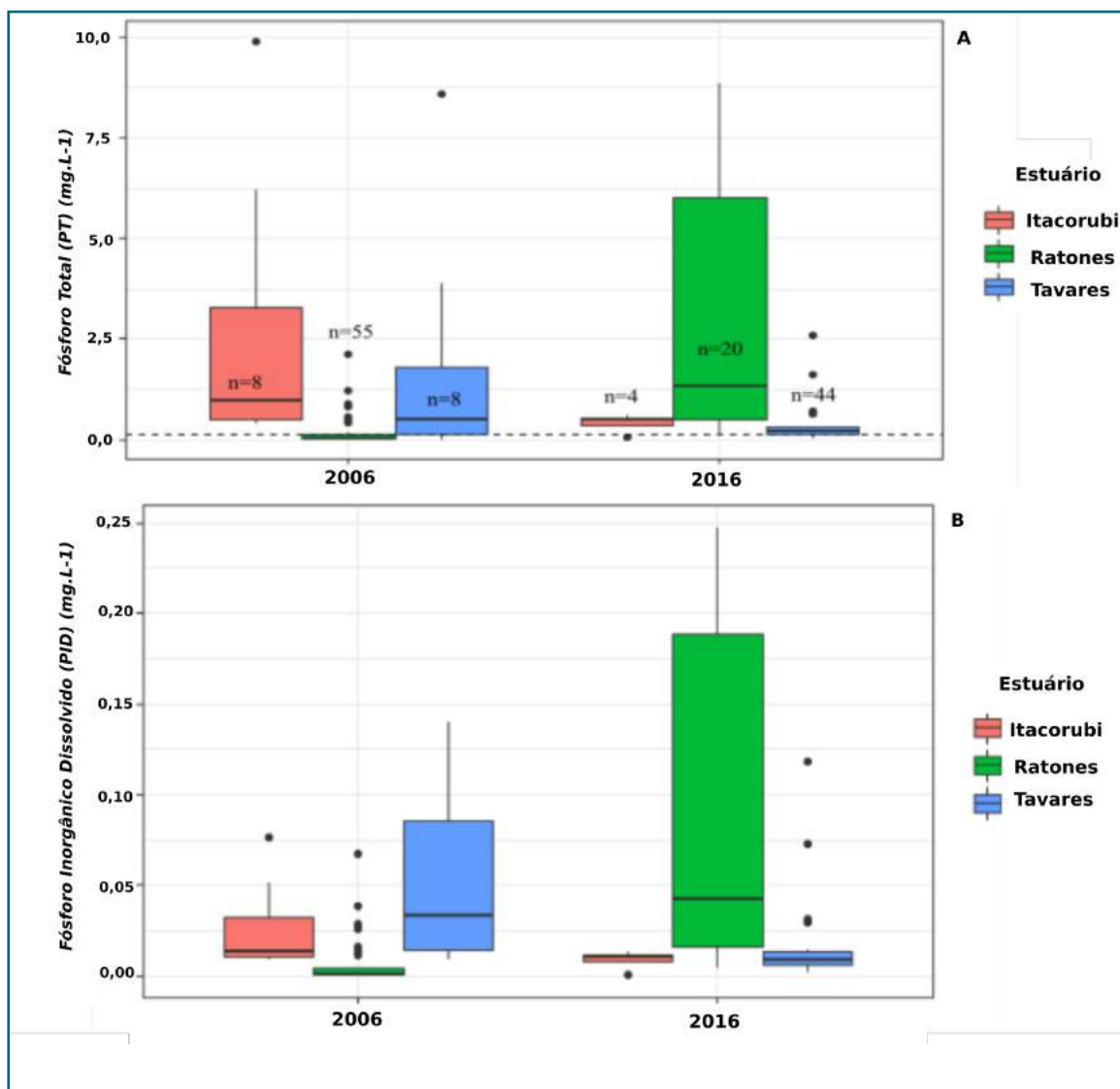


Figura 6. Concentração de Fósforo Total e de Fósforo Inorgânico Dissolvido nos estuários - 2006/2016. Concentração de Fósforo Total (PT, mg.L⁻¹) (A) e de Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID, mg.L⁻¹) (B) nos estuários Itacorubi (rosa), Ratones (verde) e Tavares (azul). A linha pontilhada indica o limite da concentração para fósforo total, indicada pela legislação brasileira atual para água salobra classe 1, de 0,124 mg.L⁻¹. Elaboração própria.

Ao compararmos os dados dos índices IET e TRIX em alguns ambientes costeiros (Quadro 3), constatou-se que no rio Jari e Canal São Gonçalo (RS) foram considerados mesotrófico e eutrófico pelo IET, nesta ordem. Nesta pesquisa, aplicamos os dados desses ambientes ao TRIX, sendo assim classificados como eutrófico (6,6) e hipereutrófico (8,2). Ou seja, um grau trófico superior ao classificado pelo IET. Por outro lado, ao aplicarmos os dados do TRIX à fórmula do IET, este índice classificou como hipereutrófico (74 e 76) os rios Massangana e Bacia do Porto, ambos no Estado de Pernambuco; isto é, o IET representou classificação superior em relação ao TRIX. Vale ressaltar que esses ambientes foram considerados pelos autores como de água doce classe 2. Conforme Forgiarini *et al.* (2007), na Resolução CONAMA Nº 357/2005, os parâmetros são determinados para os usos e não respeitam as características individuais de corpos d'água. Esse fator deve ser respeitado, pois diferentes corpos d'água não respondem ao estresse ambiental da mesma forma (Sondergaard *et al.*, 2005). No Brasil, não existe nenhuma norma ou política de redução da eutrofização. Entretanto, nos países da União Europeia e dos Estados Unidos, essa temática está avançada, existindo leis para minimizar a poluição das águas e a eutrofização nos estuários e zona costeira (Elliott e Jonge, 2002).

Quadro 3. Comparação entre os índices de estado trófico IET e TRIX

Ambiente	Índice/ Estado Trófico (original)	Índice/ Estado Trófico (teste)	Variáveis	Autor
Rio Jari (Amapá/Pará)	IET (Mesotrófico)	TRIX (Eutrófico)	OD: 5,24 mg.L-1 (aD%O: 27%) Chl-a: 1,4 µg.L-1 NID: 0,45 mg.L-1 PT: 0,04 mg.L-1	Abreu e Cunha (2017)
Canal São Gonçalo (Rio Grande do Sul)	IET (Eutrófico)	TRIX (Hipereutrófico)	OD: 9,05mg. L-1 (aD%O:9,57%) Chl-a: 9,4 µg.L-1 NO3: 2,5 mg.L-1 PT :0,1 mg.L-1/ PID: 0,04 mg.L-1	Albertoni et al. (2017)
Rio Papaquara (Santa Catarina)	TRIX (Eutrófico)	IET (Eutrófico)	aD%O: 75,3% Chl-a: 0,4 µg.L-1 NID: 1,48 mg L-1 PID: 0,60 mg L-1	Silva et al. (2016)
Rio Massangana (Pernambuco)	TRIX (Eutrófico)	IET (Hipereutrófico)	aD%O: 27,2% Chl-a: 7,60 µg.L-1 NID: 2,35 mg L-1 PID: 0,72 mg L-1	Alves et al. (2013)
Bacia do Porto (Pernambuco)	TRIX (Eutrófico)	IET (Hipereutrófico)	aD%O: 69,9 % Chl-a: 33,76 µg.L-1 NID:0,15 mg L-1 PID:0,17 mg L-1	Flores Montes et al. (2011)

Elaboração própria.

4.4 SANEAMENTO BÁSICO E EUTROFIZAÇÃO

As bacias hidrográficas analisadas neste estudo foram consideradas urbanas e a eutrofização dos estuários foi associada ao avanço da mancha urbana ao longo da década analisada. A coleta e o tratamento eficientes dos efluentes domésticos nas bacias hidrográficas urbanizadas são fundamentais para garantir a qualidade das águas (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2011). As ETES de tratamento secundário, como da bacia hidrográfica do rio Ratoles, não são eficientes para a redução de nutrientes dos efluentes, o que aconteceria com o tratamento terciário dos efluentes, caso o sistema fosse eficiente. Segundo Dreht *et al.* (2009), as eficiências na remoção de nutrientes nas ETES no tratamento dos efluentes é de 10% (N e P) no tratamento primário; de 35 % e 45% (N e P, nesta ordem) em tratamento secundário; e de 80% e 90% (N e P, respectivamente) em sistema terciário. Garbossa *et al.* (2017), em pesquisa nas baías em que desaguam os estuários desta pesquisa, afirmaram que os sistemas de coleta e tratamento de esgotos que estão em vigor não estão reduzindo de forma eficiente os poluentes, atingindo o ambiente marinho. Ou seja, não adianta apenas haver um sistema parcial de tratamento de esgoto: há a necessidade de atingir toda a população e garantir a eficiência máxima de tratamento. Os países desenvolvidos procuram reverter o impacto da eutrofização ao estabelecer esses serviços, além de controlar a qualidade ambiental pela fiscalização da coleta e do tratamento de efluentes e pelo monitoramento das águas (Whitall *et al.*, 2007; Behmel *et al.*, 2016).

Vale destacar que, nessas bacias hidrográficas, há ligações clandestinas de esgotos, que são fontes de nutrientes e matéria orgânica (Pagliosa *et al.*, 2005; Silva, 2015). Nessas bacias hidrográficas, algumas residências ainda não aderiram à ligação na rede da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). Para reverter esse quadro, entre 2013 a 2018, foi criado o programa “Se Liga na Rede”, pela Prefeitura do Município de Florianópolis, CASAN, Agência de Regulação de Serviços Públicos de Santa Catarina (ARESC) e outros órgãos públicos. No distrito de Cachoeira do Bom Jesus, inserido na BH do rio Ratones, foram inspecionadas 1.049 edificações, sendo que 49% estavam com ligações inadequadas. No maior distrito dessa BH, o de Canasvieiras, 2.210 habitações foram inspecionadas e 47% apresentavam ligações inadequadas (PMF, 2016). Nas bacias hidrográficas do rio Itacorubi, não houve inspeções, mas se pode esperar que o percentual de ligações irregulares seja semelhante. Ressaltando que na BH do rio Tavares não há ETE e as ligações clandestinas são visíveis diretamente no leito do rio.

Na Ilha de Santa Catarina (Florianópolis), as rugosidades causadas pelos morros demandam altos custos para a instalação da rede de esgoto. No morro da Cruz, localizado na BH do rio Itacorubi, os autores Rebollar *et al.* (2013) destacaram que a maior parte das habitações não possui esgotamento sanitário, sendo utilizados sistemas de fossas e sumidouros. Silva e Fonseca (2016), na BH do rio Ratones, encontraram relação do processo de eutrofização das águas com as doenças de veiculação hídrica. Salienta-se a falta de interesse do poder público em universalizar o serviço de saneamento para a população carente. Para Zündt (2006), existe correlação entre a falta de infraestrutura e a segregação da população carente, o que contribui para o isolamento social e impactos socioambientais, tais como: proliferação de doenças de veiculação hídrica e desvalorização dos imóveis.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A comparação dos índices de estado trófico poderá traçar caminhos para a tomada de decisão na gestão de águas costeiras em relação ao processo de eutrofização. Atualmente, o monitoramento dos efeitos da poluição pontual e difusa aos sistemas aquáticos de água doce, costeira e marinha é incipiente. Neste sentido, é necessário a utilização de métodos de monitoramento e de metodologias mais robustas de caracterização do estado trófico.

A aplicação do TRIX se mostrou mais completa e apropriada para os ambientes analisados, o que poderá auxiliar nas tomadas de decisão sobre o estado trófico das águas costeiras nessa região. A metodologia do TRIX é fácil e de simples aplicação, podendo o índice ser estabelecido para cada ponto amostral, tornando o monitoramento ambiental mais eficiente. Esse mesmo índice representou melhor a fase I da eutrofização, em que a carga de nutrientes define as concentrações de fitoplâncton e a depleção de oxigênio. Em relação ao nível de eutrofização, entre os 139 dados referentes aos pontos amostrais dos estuários, o IET identificou 121 como ruins; já no TRIX, 86 foram identificados como tendo esse nível. Vale salientar que o TRIX é ponderado para cada sistema e envolve um número maior de variáveis que determinam o processo de eutrofização.

O coeficiente de eficiência do TRIX demonstrou que os fatores abióticos (NID e PID) foram responsáveis em 51% das amostras pela caracterização do TRIX, o que pode estar associado à limitação da produção primária nos sistemas pela luz. Vale ressaltar, que é preciso considerar a importância da clorofila-a como um indicador da resposta do sistema à eutrofização, pois seu aumento é observado nos eventos de marés vermelhas que ocorrem periodicamente na região.

No entanto, temos carência de pesquisas que se utilizam da abordagem sistêmica e que integrem os hidrossistemas, as áreas agrícolas e urbanas na interface terra-mar, além do monitoramento de longa duração. Essas medidas podem promover a melhor definição de parâmetros para investigar o processo de eutrofização nos cursos d’água brasileiros, na escala da bacia hidrográfica, auxiliando no desenvolvimento de uma legislação mais específica de controle da eutrofização.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, C. H. M. de; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 22, n. 1, p. 45-56, 2017.
- ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M. Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 22, n. 2, p. 1-10, 2017.
- ALVES, G.; MONTES, M. de J. F.; GASPAR, F. L.; PAULO, J. G.; FEITOSA, F. A. Eutrophication and water quality in a tropical estuary. *Journal of Coastal Research, Special Issue*, n. 65, p. 7-12, 2013.
- ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. de L. S.; MONTEIRO, S. de M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Acta Amazonica*, v. 42, n. 1, p. 115 – 124, 2012.
- ANA. Agência Nacional de Águas. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br/>>. Acesso em: 27 dez 2017.
- _____. Indicadores de qualidade índice do estado trófico. 2010. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>>. Acesso em: 15 jan. 2019.
- ANZALDUA, G.; GERNER, N. V.; LAGO, M.; ABHOLD, K.; HINZMANN, M.; BEYER, S. et al. Getting into the water with the Ecosystem Services Approach: The DESSIN ESS evaluation framework. *Ecosystem Services*, v. 30, p. 318–326, 2018.
- ARTIOLI, Y.; BENDORICCHIO, G.; PALMERI, L. Defining and modelling the coastal zone affected by the Po river (Italy). *Ecological Modelling*, v. 184, p. 55–68, 2005.
- BAUMGARTEN, M. DA G. Z.; PAIXÃO, B. E. G. da. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). *Atlântica*, v. 35, n. 1, p. 5-22, 2013.
- BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Science of the Total Environment*, v. 571, p. 1312–1329, 2016.
- BRASIL. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. (Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 15 jan. 2019.
- BRICKER, S. B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change, *Harmful Algae*, v. 8, p. 21–32, 2008.
- CAMARGO, L. P. Proposta de zoneamento ambiental para manguezais do rio Ratoes, Saco Grande e rio Tavares, Ilha de Santa Catarina através do geoprocessamento como subsídio ao gerenciamento costeiro (GERCO) de Santa Catarina. 2001. 220f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2001.
- CAMPANÁRIO, P. Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050). Prefeitura de Florianópolis. Santa Catarina: Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF), 2007.
- CAÑEDO-ARGÜELLES, M.; RIERADEVALL, M.; FARRÉS-CORELL, R.; NEWTON, A. Annual characterization of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 114, p. 59-69, 2012.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361- 369, 1977.
- CHEN, N.; KROM, M. D.; WU, Y.; YU, D.; HONG, H. Storm induced estuarine turbidity maxima and controls on nutrient fluxes across river-estuary-coast continuum. *Science of the Total Environment*, v. 628–629, p. 1108–1120, 2018.
- CLOERN, J. E.; FOSTER, S. Q.; KLECKNER, A. E. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences*, v. 11, p. 2477–2501, 2014.
- CONLEY, D. J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, v. 410, p. 87–96, 2000.

COTOVICZ JUNIOR, L.C.; BRANDINI, N.; KNOPPERS, B. A.; FRIEDERICHS, W.; SOUZA, L. DE; MEDEIROS, P. R. P. Comparação de modelos e índices para avaliação do estado trófico do complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas. *Geochimica Brasiliensis*, v. 26, n.1, p. 7-18, 2012.

DIEDERICHSEN, S. D. Percepção dos atores sociais frente aos problemas socioambientais da bacia hidrográfica do rio Tavares como subsídio à estratégia de gestão costeira integrada. 2014. 151f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2014.

DRECHT, G. V. van; BOUWMAN, A. F.; HARRISON, J.; KNOOP, J. M. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 23, p. 1-19, 2009.

EC (EUROPEAN COMMUNITIES). Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. L 327. 22/12/2000. Disponível em: <http://apambiente.pt/dqa/assets/01-2000_60_ce---directiva-quadro-da-%c3%a1gua.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Directiva-quadro da Água: algumas informações. 2002. Disponível em: <<http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/docs/WFD/brochures/BrochurePT.pdf>> Acesso em abr. 2017.

ELLIOTT, M.; JONGE, V. N. de. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia*, v. 475/476, p. 513–524, 2002.

FERREIRA, D. F. Estatística básica. 2 ed.rev. Lavras: Ed. UFLA, 2009.

FERREIRA, J. G.; ANDERSEN, J. H.; BORJA, A.; BRICKER, S. B. et al. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 93, p. 117-131, 2011.

FERRETTI, O. E. Os espaços de natureza protegida na Ilha de Santa Catarina, Brasil. 2013. 346f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2013.

FERRIS, R.; HUMPHREY, J. W. A review of potential biodiversity indicators for application in British Forests. *Forestry*, v. 72, n. 4, p. 313–28, 1999.

FIORI, E.; ZAVATARELLI, M.; PINARDI, N.; MAZZIOTTI, C.; FERRARI, C. R. Observed and simulated trophic index (TRIX) values for the Adriatic Sea basin. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, v. 16, p. 2043–2054, 2016.

FLORES MONTES, M. DE J.; PAULO, J.G.; NASCIMENTO-FILHO, G.A.; GASPAR, F.L.; FEITOSA, F.A.; SANTOS-JÚNIOR, A.C.; BATISTA, T.N.F.; TRAVASSOS, R.K.; PITANGA, M.E., 2011. The trophic status of an urban estuarine complex in Northeast Brazil. *Journal of Coastal Research, Special Issue 64*, p. 408-411, 2011.

FORGIARINI, F. R.; SILVEIRA, A. L. L. DA; SILVEIRA, G. L. DA. Classificação das águas no Brasil e na Europa: diferenças, aplicações e vantagens dos documentos para a gestão dos Recursos Hídricos. *Anais[...] XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, São Paulo. 2017. Disponível em: <https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/19/f05e822558eb8237d09028e1d8e287de_55c384fbbfa5d4fa9d1a42d6b222cd91.pdf>. Acesso em: 09 jan. 2019.

FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; MARQUES, D. da M.; FERREIRA, T. F. Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 304p.

FUZINATTO, C. F. Avaliação da qualidade da água de rios localizados na Ilha de Santa Catarina utilizando parâmetros toxicológicos e o índice de qualidade de água. 2009. 245f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 2009.

GAMEIRO, C.; ZWOLINSKI, J.; BROTAS, V. Light control on phytoplankton production in a shallow and turbid estuarine system. *Hydrobiologia*, v. 669, p. 249–263, 2011.

GARBOSSA, L. H. P.; SOUZA, R. V.; CAMPOS, C. J. A.; VANZ, A.; VIANNA, L. F. N.; RUPP, G. S. Thermotolerant coliform loadings to coastal areas of Santa Catarina (Brazil) evidence the effect of growing urbanization and insufficient provision of sewerage infrastructure. *Environ. Monit. Assess.*, v. 189, p. 26-37, 2017.

GARMENDIA, M.; BRICKER, S.; REVILLA, M.; BORJA, Á.; FRANCO, J.; BALD, J.; VALENCIA, V. Eutrophication Assessment in Basque Estuaries: Comparing a North American and a European Method. *Estuaries and Coasts*, v. 35, p. 991–1006, 2012.

- GIOVANARDI, F.; VOLLENWEIDER, R. A. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *J. Limnol.*, v. 63, n. 2, p. 199-218, 2004.
- GNAUCK, A. Interpolation and approximation of water quality time series and process identification. *Anal Bioanal Chem.* v. 380, p. 484-492, 2004.
- GROSS, J.; LIGGES, U. Package 'nortest': Tests for Normality. 2015. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/nortest/nortest.pdf>>. Acesso em: 06 jul. 2019.
- HERRERA-SILVEIRA, J.A.; MORALES-OJEDA, S. M. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, v. 59, p. 72-86, 2009.
- HOANG, T.-H. T.; VAN, A. D.; NGUYEN, H. T. T. Driving variables for eutrophication in lakes of Hanoi by data-driven technique. *Water and Environment Journal*, v. 31, p. 176-183, 2017.
- JAYACHANDRAN, P. R.; NANDAN, S. B. Assessment of trophic change and its probable impact on tropical estuarine environment (the Kodungallur-Azhikode estuary, India). *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*, v. 17, p. 837-847, 2012.
- JIANG, J.; SHARMA, A.; SIVAKUMAR, B.; WANG, P. A global assessment of climate-water quality relationships in large rivers: an elasticity perspective. *Science of the Total Environment*, v. 468-469, p. 877-891, 2014.
- KARYDIS, M. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global Nest Journal*, v. 11, n. 4, p. 373-390, 2009.
- KASSAMBARA, A. Package 'ggpubr' - ggplot2 based publication ready plots. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggpubr/ggpubr.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2018.
- KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. *Environment International*, v. 35, p. 778-801, 2011.
- LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. 2004. 235p.
- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats, and Management*. 3 ed. England: Oxford University, 2004. 223p.
- MONTEIRO, M. C.; PEREIRA, L. C. C.; JIMÉNEZ, J. A. The Trophic Status of an Amazonian Estuary Under Anthropogenic Pressure (Brazil). *Journal of Coastal Research*, v. 75, p. 98-102, 2016.
- MORITZ, S. imputeTS: Time Series Missing Value Imputation. R package version 2.6, (2018). Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=imputeTS>>. Acesso em: 10 maio 2018.
- ONU. Organização das Nações Unidas. Objetivo 14 - Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/ods14/>>. Acesso em: 27 jul. 2019.
- PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G.E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p. 965-974, 2005.
- PARIZOTTO, B. A. D. M. Qualidade da água e distribuição espacial de foraminíferos bentônicos em estuários das Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina (Brasil). 2009. 265f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2009.
- PETTINE, M.; CASENTINI, B.; FAZI, S.; GIOVANARDI, F.; PAGNOTTA, R. A revisitación of TRIX for trophic status assessment in the light of the European Water Framework Directive: Application to Italian coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 54, p. 1413-1426, 2007.
- PMF. Programa Floripa Se Liga na Rede. Relatório Final, 2016. Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/07_03_2018_16.07.54.f54f51622dbf924fef34a7d88d93ed0f.pdf>. Acessado em: 01 out. 2018.
- PRIMPAS, I.; KARYDIS, M. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environ. Monit. Assess.*, v. 178, p. 257-269, 2011.

- REBOLLAR, N. A. P.; SCHUCH, F. S.; LOCH, C. Diagnóstico das condições de saneamento na comunidade do Maciço do Morro da Cruz - Florianópolis-SC. *Extensão em Foco*, v. 8, p. 1-14, 2013.
- RODRIGUES, C. J. Águas de Carijós: passado, presente, futuro e seus impactos. 2016. 153f. Dissertação (Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais) – Programa de Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2016.
- ROGERSON, P. A. Método estatístico para geografia: uma guia para o estudante. 3 ed. Porto Alegre: Bookman, 2012. 348p.
- SANTA CATARINA. Resolução CERH Nº 003/2007. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: http://www.cadastro.aguas.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=6&idMenu=636&idMenuPai=38. Acesso em: 15 jan. 2019.
- SANTOS, C. C. dos. O processo de urbanização da bacia do Itacorubi: a influência da UFSC. 2003. 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.
- SILVA, A. R. da. Avaliação da qualidade ambiental e do processo de eutrofização na bacia hidrográfica do Papaquara, Ilha de Santa Catarina, SC. 2015. 123f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2015.
- SILVA, A. R. da. Avaliação do processo de eutrofização das águas superficiais, do cenário nacional ao local: estudo de caso nas bacias hidrográficas costeiras dos rios Ratonés, Itacorubi e Tavares (Ilha de Santa Catarina, Brasil). 2019. 309f. Tese (Doutorado em Geografia) – Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2019.
- SILVA, A. R. da; FONSECA, A. L. D' O.; RODRIGUES, C. J.; BELTRAME, Â. da V. Application of ecological indicators in coastal watershed under high pressure during summer period. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 21, n. 3, p. 537-548, 2016.
- SILVA, A. R. da; FONSECA, A. L. D'O. Eutrofização dos recursos hídricos como ferramenta para a compreensão das doenças de vinculação hídrica. *Geosul*, v. 31, n. 62, p. 247-270, 2016.
- SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; AMSINCK, S. L. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, p. 616-629, 2005.
- TAVARES, J. L.; CALADO, A. L. A.; FONTES, R. F. C. Estudos iniciais para uso do índice TRIX para análise do nível de eutrofização no estuário do rio Potengi, Natal, RN. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v. 7, n. 3, p. 297-308, 2014.
- TOLEDO, A. P. J.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *Anais[...] Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12., Balneário Camboriú, Santa Catarina. p. 1-34, 1983.
- TU, J. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. *Applied Geography*, v. 31, p. 376-392, 2011.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Recursos hídricos no século XXI. São Paulo: Oficina de textos, 2011. 328p.
- VASCETTA, M.; KAUPPILA, P.; FURMAN, E. Aggregate Indicators in Coastal Policy Making: Potentials of the Trophic Index TRIX for Sustainable Considerations of Eutrophication. *Sust. Dev.* v. 16, p. 282–289, 2008.

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*, v. 9, p. 329-357, 1998.

WHITALL, D.; HIVELEY, W. D.; LEIGHT, A. K.; HAPEMAN, C. J.; MCCONNELL, L. L.; FISHER, T.; RICE, C. P.; CODLING, E.; MCCARTY, G. W.; SADEGHI, A. M.; GUSTAFSON, A.; BIALEK, K. Pollutant fate and spatio-temporal variability in the Choptank river estuary: factors influencing water quality. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 2096-2108, 2010.

WICKHAM, H. Package 'ggplot2' - create elegant data visualizations using the grammar of graphics. Version 3.1. 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/ggplot2.pdf>>. Acesso em: 04 jan. 2019.

ZÜNDT, C. Baixada Santista: uso, expansão e ocupação do solo, estruturação de rede urbana regional e metropolização. 2006. Disponível em: <http://www.nepo.unicamp.br/publicacoes/livros/vulnerabilidade/arquivos/arquivos/vulnerab_cap_11_pgs_305_336.pdf>. Acessado em: 11 dez. 2018.

Condições oceanográficas multiescala e processos costeiros associados: Estudo de caso do Litoral de Marataízes (ES)

Leonardo Azevedo Klumb-Oliveira¹

Jacqueline Albino²

Gilberto Daniel Lima Filgueiras³

RESUMO

As condições oceanográficas impõem sobre a morfologia da costa uma série de adaptações, em diferentes escalas de tempo e espaço, tornando os ambientes costeiros altamente dinâmicos. Sobreposta à dinâmica natural, a urbanização das zonas costeiras, em conjunto com a alta densidade de ocupação, interferem no balanço sedimentar das linhas de costa a partir instalação de estruturas rígidas. O conhecimento sobre as diversas variáveis que atuam no modelado costeiro é condição para um eficiente prognóstico acerca dos possíveis riscos e danos sociais e econômicos oriundos das alterações oceanográficas em diferentes escalas. O uso de técnicas e ferramentas de análise geomorfológica aparece como alternativa para o diagnóstico das condições atuais e pode subsidiar projeções de futuros riscos. No litoral sul do Espírito Santo, uma fragilidade natural associada ao processo de urbanização resultou em intenso processo erosivo. Para identificação das causas e evolução do processo, diferentes métodos e ferramentas multiescala foram utilizados. Este capítulo traz uma revisão sobre as principais forçantes oceanográficas em diferentes escalas e da resposta da linha de costa frente às forçantes, incluindo as variações climáticas aceleradas previstas para o século XXI. Apresenta-se ainda um estudo de caso do litoral de Marataízes, no qual discute-se a evolução dos processos erosivos e as considerações acerca das razões pelas quais ocorreram.

Palavras-chave: geomorfologia costeira; análise geomorfológica; morfodinâmica praias; erosão de praia; variações do nível do mar;

¹ Oceanógrafo, Doutor em Geografia (Física) pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. É Professor Adjunto da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, atuando nas áreas de oceanografia costeira e geomorfologia costeira. E-mail: leoklumb@gmail.com. CV: <http://lattes.cnpq.br/2591010762995842>.

² Doutora em Geociências pela Universidade de São Paulo (USP). Mestre em Geografia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ). Bacharel em Geografia pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Realizou pesquisa de pós-doutorado em Engenharia Marítima, no tema de Vulnerabilidade Costeira, na *Universitat Politècnica de Catalunya*, Espanha. Atualmente é professora titular no Departamento de Oceanografia da Universidade Federal do Espírito Santo e orienta nos programas de Pós-graduação de Oceanografia Ambiental e de Geografia. E-mail: albino.jacqueline@gmail.com.

³ Bacharel em Oceanografia pela Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Mestrando em Oceanografia pela mesma universidade. Estagiou na Companhia Docas do Espírito Santo (CODESA). E-mail: gilberto.lima94@gmail.com.

ABSTRACT

Oceanographic conditions impose a series of adaptations on the coastal morphology, both in time and space making coastal environments highly dynamic. Superimposed over the natural dynamics, the urbanization of coastal areas along with the high density of occupation affects the sedimentary budget of the coastlines from the installation of rigid structures. The knowledge about the different variables involved in coastal modelling is a condition for an efficient prognosis about the possible social and economic risks and damages arising from oceanographic changes at different scales. The use of techniques and tools for geomorphological analysis appears as an alternative for the diagnosis of current conditions and can support projections of future risks. On the southern coast of Espírito Santo, a natural fragility associated with the urbanization process resulted in an intense erosion process. To identify the causes and evolution of the process, different multiscale methods and tools were used. This chapter provides a review of the main oceanographic forcings at different temporal and spatial scales, including the accelerated climatic variations predicted for the 21st century, and the resulting changes in coastlines. A case study of the coast of Maratáizes is presented, in which the evolution of erosive processes and concerns about their causes are discussed.

Keywords: *coastal geomorphology; geomorphological analysis; beach morphodynamics; sea level variations.*

1. INTRODUÇÃO

Os ambientes sedimentares que compõem a zona costeira configuram o contato entre o oceano e o continente, e são naturalmente dinâmicos. Esta dinâmica é resultado da variedade de processos físicos, químicos e biológicos, marinhos e continentais, que ocorrem em diferentes escalas de tempo e espaço (Carter, 1988).

Os fluxos fluviais transportam os sedimentos oriundos da erosão dos continentes e, atualmente, descarregam nas zonas costeiras cerca de 20 bilhões de toneladas de sedimentos por ano (Milliman e Farnsworth, 2015). O material é redistribuído ao longo do litoral através da ação de ondas, correntes costeiras e marés. A depender da velocidade das correntes, o transporte de sedimentos ao longo da costa pode chegar a mais de 1 m³/s, podendo alcançar mais de 600 mil m³/ano (Komar, 1976). O resultado é um permanente ajuste entre as forças hidrodinâmicas e o estoque sedimentar, na escala de anos, décadas e milênios.

A julgar pelo caráter predominantemente sedimentar e inconsolidado dos ambientes litorâneos, a movimentação constante do fluido marinho retrabalha de maneira contínua a morfologia da costa, redistribuindo o material sedimentar em função das características de fluxo em determinado momento. Entre os exemplos da escala dos processos costeiros, tem-se a morfologia instantânea em praias arenosas resultante da ação das correntes de maré e ondas. Na escala de décadas, variações da descarga sedimentar nas desembocaduras fluviais podem induzir variações morfodinâmicas ao longo da costa, através do reajuste do balanço sedimentar (Colwell e Tom, 1994).

Os fenômenos meteoceanográficos de escala interanual a interdecadal, como os Modos de Variabilidade Climática (e.g. El Niño Southern Oscillation, ENSO), constituem elementos da dinâmica climática de curto e médio prazos os quais imprimem modificações na geomorfologia costeira. Assim, mudanças interanuais na direção das correntes costeiras, associadas às variações no clima de ondas, promovem variações na direção do transporte de sedimentos na costa, interferindo, por exemplo, no balanço rotacional de sedimentos em praias de enseada. Isto foi percebido por Ranashingle *et al.* (2004), quando os autores observaram a modificação do sentido e intensidade das correntes costeiras devido ao fenômeno do El Niño, que alterou os sistemas de ventos regionais, alterando também a direção das correntes.

Na escala geológica, em intervalo de tempo milenar, a migração da linha de costa sentido continente, ou oceano, em função das variações do nível do mar, e, portanto, do nível de base regional, é responsável pela completa modificação dos ambientes costeiros. Principalmente no período Quaternário, a frequência e amplitude das oscilações do nível marinho esculpiu formas particulares nestes ambientes.

Pela análise geomorfológica, é possível observar feições costeiras erosivas, associadas a abrasão por ondas, e feições costeiras deposicionais, associadas à deposição de sedimentos, como por exemplo, as planícies costeiras bem desenvolvidas. Angulo e Souza (2014) trazem uma revisão acerca dos geoindicadores geomorfológicos das variações do nível do mar no Quaternário.

Toda dinâmica natural associada aos ambientes costeiros encontra uma outra dinâmica, a da ocupação urbana. Segundo Moraes (2007), a valoração e valorização das regiões costeiras para fins imobiliários, principalmente a partir da década de 1960, resultou em um significativo incremento populacional nestas áreas. Neumann *et al.* (2015) sugerem um aumento populacional médio em regiões costeiras do mundo de, pelo menos, 50% até o ano de 2030, e de 122% até 2060. No Brasil, 24,6% da população reside em municípios costeiros, os quais ocupam 4,1% em área, do território brasileiro. Dos 463 municípios da zona costeira brasileira, 86 possuem uma população de mais de 100 mil habitantes, e 45,6% apresentam taxas de urbanização acima de 80% (IBGE, 2011).

A expansão urbana nas regiões litorâneas interfere no balanço sedimentar costeiro. As praias arenosas estão entre os ambientes costeiros com maior densidade urbana, e nas grandes cidades, as praias estão associadas a estruturas rígidas como calçadões, píers e avenidas. Luidjendik *et al.* (2018) chamam a atenção para o fato de que 15 das 20 maiores cidades do planeta se localizam em regiões costeiras.

Como destacado por Muehe (2006), a retirada de dunas frontais das praias para a construção de calçadões ou outra estrutura rígida, subtrai o estoque de areia da praia, o qual é útil para eventos de ressacas, quando o alcance das ondas comumente erode o material das dunas e o desloca de volta ao perfil ativo das praias. A ausência deste material pode acarretar uma tendência de balanço negativo de areia em determinado segmento de praia, resultando em erosão costeira.

Segundo Luidjendik *et al.* (2018), 24% das praias arenosas do mundo apresentam cenários predominantes de erosão. No entanto, Bird (1985) havia estimado em cerca de 70% a abrangência de praias que apresentam algum processo erosivo, em nível global. Em relação ao estado das praias do litoral brasileiro, as costas das regiões norte e nordeste apresentam predomínio de erosão em até 65% de sua linha de costa, enquanto que as regiões sul e sudeste apresentaram erosão significativamente menor, aproximadamente 15% (Muehe, 2018). De maneira genérica, entre as principais causas da erosão encontram-se a interferência humana sob as zonas costeiras, desde o uso dos solos nas bacias hidrográficas, até os ajustes naturais do balanço sedimentar em relação às variações oceanográficas.

À medida em que o estoque de areia das praias diminui, resultado do processo erosivo, o alcance das ondas tende a aumentar sob o continente, sobretudo em eventos de ressacas marinhas, quando há ascensão do nível do mar em nível regional, geralmente em função das marés meteorológicas. Há diversos exemplos de danos sociais e econômicos gerados aos municípios costeiros por eventos de ressacas. No litoral brasileiro, por exemplo, Lins-de-Barros (2005) estimou em R\$ 1,5 milhão os danos gerados por um evento de ressaca na costa leste do Rio de Janeiro, ocorrido em 2001, sendo de mais de R\$ 11 milhões para na costa catarinense, para o mesmo evento (Rudorf *et al.*, 2014).

Atualmente um dos aspectos que chamam a atenção para as regiões costeiras corresponde aos potenciais efeitos da variação global do clima sobre os oceanos. Embora a discussão sobre a proporção do sinal antrópico sobre o aquecimento do planeta ainda esteja ativa, e ainda com graus de incerteza pertinentes ao uso de modelos climáticos, trabalhos desenvolvidos a partir de modelagem computacional e observações de campo tem demonstrado que o aquecimento do planeta no século XXI poderá afetar as condições oceanográficas, resultando em impactos ainda incertos nas regiões litorâneas.

Lowe e Gregory (2005) apontam para a intensificação das marés meteorológicas em função das mudanças climáticas e Losada *et al.* (2013) destacam uma tendência de aumento da energia de ondas que alcançam as regiões costeiras para os últimos 60 anos. Mesquita (1994) demonstra que, do ano 1900 a 2000, foi identificada uma tendência de aumento do nível médio do mar de 18 cm, podendo chegar a 24 cm durante o século XXI. De acordo com o Painel Intergovernamental das Mudanças Climáticas (IPCC, 2013), a estimativa da subida do nível do mar é de 1,7 mm/ano para o último século. A projeção é de um aumento no nível do oceano entre 26 e 82 cm até o ano de 2100.

Como os ambientes costeiros estão no primeiro contato com o oceano, são os que servem de ‘barreira’ às variações do nível marinho. O tipo de material que os compõem e seu gradiente topográfico são fundamentais no processo de adaptação ao novo cenário hidrodinâmico e servem de base para modelos e simulações para diagnósticos e prognósticos sobre os impactos ambientais em ambientes costeiros.

Uma das alternativas para a mitigação dos impactos nas regiões litorâneas é o aprimoramento de técnicas de análise e diagnóstico de cenários futuros frente aos possíveis impactos, associado à implementação efetiva de planos e iniciativas de gestão que proponham medidas de ordenamento do uso da orla. A análise de campo sob a perspectiva geomorfológica, o monitoramento praiial e a compartimentação geomorfológica são potenciais alternativas técnicas e metodológicas para subsidiar os processos de gestão.

O município costeiro de Marataízes, localizado no litoral sul do estado do Espírito Santo é um exemplo de orla que vem apresentando intenso processo erosivo ao longo das últimas décadas, o que tem provocado danos sociais e econômicos. O município apresenta uma linha de costa naturalmente sensível, tendo em vista as heranças geológica/geomorfológica e oceanográfica de longo prazo. Associada à dinâmica natural, o município tem experimentado uma expansão urbana e alteração dos processos naturais e, atualmente, o litoral já passou uma série de intervenções de engenharia costeira, como engordamento de praias e construção de molhes e quebra-mares.

O presente capítulo busca relacionar e discutir as condições oceanográficas e seus efeitos na dinâmica natural de praias, em diferentes escalas. O capítulo apresenta duas seções, uma de revisão teórica e outra, com o estudo de caso do Litoral de Marataízes (ES).

Na primeira seção, apresenta-se uma breve revisão sobre as principais forçantes oceanográficas e a resposta morfodinâmica da costa, onde se discute as variações do nível marinho no Quaternário e a influência de fenômenos interanuais como ENSO sobre a dinâmica costeira. Na segunda seção, são apresentadas algumas técnicas e métodos de análise geomorfológica e morfodinâmica multiescala em praias, consideradas fundamentais para o diagnóstico dos processos costeiros. Finalmente, o estudo de caso traz o histórico erosivo da praia de Marataízes (ES), onde a aplicação de técnicas de análise geomorfológica multiescala possibilitaram a interpretação da evolução dos processos costeiros naturais em conjunto com a intervenção urbana na orla do município.

2. PRINCIPAIS FORÇANTES OCEANOGRÁFICAS E A RESPOSTA MORFODINÂMICA DA COSTA

2.1 ESCALA DE LONGO PRAZO: PROCESSOS COSTEIROS E VARIAÇÃO DO NÍVEL MÉDIO DO MAR

O Nível Médio do Mar (NMM) varia em diferentes escalas, frequências e amplitudes. As variações do nível do mar ocorrem desde a escala de horas e dias, como as marés (astronômicas, meteorológicas e marés de tempestade), à escala de milhares a milhões de anos, como as glaciações e tectônica. Ao longo do tempo geológico, em especial durante o período Quaternário (~2.5 Ma A.P.), a frequência e amplitude destas oscilações se intensificaram (Rabineau *et al.*, 2006), deixando como legado um registro sedimentar razoavelmente bem preservado, o que possibilitou melhor análise e compreensão dos processos relacionados.

No Pleistoceno tardio (~18.000 A.P.), por exemplo, observou-se que o nível dos mares na costa do Brasil estava aproximadamente 130 m abaixo do atual. Isto significa que grande parte da plataforma continental marinha, hoje submersa, encontrava-se subaérea, isto é, exposta aos processos predominantemente continentais. Já no início do Holoceno (~12.000 A.P.), em função de um subsequente aquecimento global, o nível dos oceanos subiu de maneira célere, resultando em um “afogamento” de todos os sistemas predominantemente continentais, que ora atuavam na plataforma (Rabineau *et al.*, 2006). Deste modo, a dinâmica sedimentar marinha e costeira encontra-se até os dias atuais em ajuste entre a “nova” hidrodinâmica e os sedimentos reliquiais do cenário pretérito, ou seja, de nível de mar baixo (Emery, 1968).

Como consequência das variações milenares do NMM, ocorre a migração das linhas de costa, ora sentido continente (retrogradação), ora sentido oceano (progradação), temática estudada em detalhes pela Estratigrafia de Sequências. A retrogradação é marcada por processos erosivos na zona costeira, como por exemplo, o recuo erosivo de falésias e praias, e pelo afogamento de ambientes ora emersos, como vales fluviais, dando origem aos estuários.

Quando ocorre a progradação, ocorre o domínio deposicional na costa, com preenchimento sedimentar de estuários e, por exemplo, a exposição de terraços de abrasão, oriundos da erosão das falésias pela ação das ondas em condições de nível de mar alto. Suguio *et al.* (1985) discutem as oscilações no nível marinho na costa brasileira e suas implicações sobre os ambientes sedimentares costeiros.

Para o caso das falésias da Formação Barreiras, no litoral brasileiro, as variações do NMM favoreceram a exposição de plataforma de abrasão, a partir da ação de ondas na base erodida destas falésias. Do ponto de vista morfodinâmico, as plataformas de abrasão podem servir como armadilhas de retenção de areias, e como dissipadoras da energia das ondas. Por outro lado, podem favorecer o empilhamento de água e incremento do alcance do espraiamento das ondas sobre a praia emersa.

Esta dinâmica sedimentar de longo prazo condiciona os processos costeiros atuais das linhas de costa. Muehe (2001) compilou diferentes processos adaptativos dos ambientes costeiros frente à subida do NMM. No caso de praias lamosas, por exemplo, associadas a planícies de maré e manguezais, haveria uma tendência à inundação, uma vez que se tratam de ambientes de baixo gradiente topográfico e que estão associados a sedimentos finos o suficiente para serem levados a grandes distâncias pela ação das correntes marinhas.

No caso de praias arenosas, a subida do NMM desencadearia uma movimentação de sedimento, sentido mar, que ficaria retido na zona submersa adjacente à praia emersa. Este processo adaptativo, proposto por Bruun (1962), resultaria no recuo, sentido continente, da escarpa emersa e agradação da seção submersa da praia. Neste sentido, a altura do perfil da praia, o tamanho do sedimento e a distância, sentido mar, da ação de remobilização de sedimentos pelas ondas, seriam os principais parâmetros envolvidos.

2.2 ESCALA DE CURTO E MÉDIO PRAZOS: FENÔMENOS METEOCEANOGRÁFICOS, MUDANÇAS CLIMÁTICAS NO SÉCULO XXI E A RESPOSTA MORFODINÂMICA DA COSTA

Nas escalas de curto e médio prazos, e.g. anuais e interdecadais, tem-se as variações causadas pelas mudanças nos regimes de descargas sedimentares, feições relacionadas às variações no sentido do transporte de sedimentos ao longo da costa, entre outros.

Neste aspecto, chama a atenção a ocorrência de fenômenos climáticos periódicos conhecidos como Modos de Variabilidade Climática (MVC), os quais alteram significativamente o clima regional, além de influenciarem no clima global da Terra. É o caso do El Niño Oscilação Sul (ENOS), que em sua fase positiva (negativa) induz um maior aquecimento (resfriamento) das águas superficiais do Oceano Pacífico, entre as costas do Peru e da Austrália. As modificações na pressão atmosférica, resultantes destas variações de temperatura, disparam variações nos sistemas de ventos, e, por conseguinte, alteram a pluviosidade, a umidade do ar e o comportamento de ondas marinhas por diferentes regiões do globo, a partir do processo denominado teleconexões.

As variações nos sistemas de ventos interferem diretamente na dinâmica costeira a partir: i. da geração ou modificação de correntes marinhas indutoras de deriva litorânea; ii. modificação na frequência ou magnitude do clima de ondas e eventos extremos; iii. do transporte eólico de sedimentos, interferindo na formação de dunas; iv. transporte de humidade interferindo nos padrões de pluviosidade, que por sua vez, alteram o fluxo e descargas sedimentares nas regiões litorâneas.

Fernandez e Muehe (2006) compilaram efeitos de ENOS na costa brasileira, a partir de trabalhos de diferentes autores. Os episódios de ENOS positivo mostraram perda de volume sedimentar em perfis de praia na região sul do Brasil, pela maior permanência de frentes frias no litoral sul, que ficam bloqueadas pelo sistema de ventos alísios, intensificados em episódios de ENOS positivo (Koursky *et al.*, 1984).

As frentes frias são responsáveis pela formação de ondas de tempestade marinhas que colidem com as praias do litoral, frequentemente causando erosão. Ainda conforme compilado por Fernandez e Muehe (*op.cit.*) no litoral da Bahia, o fenômeno El Niño foi associado a variações no sentido da deriva longitudinal de sedimentos, causando alterações na distribuição de volume de sedimentos em praias embaçadas.

Ainda em relação aos impactos do fenômeno ENOS sobre a morfologia da costa, Pereira e Klumb-Oliveira (2015) e Muehe *et al.* (2015) identificaram suave tendência de incremento da altura significativa e período de pico das ondas na costa do Rio de Janeiro, em episódios de ENOS negativo (La Niña).

Klumb-Oliveira (2015), analisando os efeitos do ENSO na mesma região, identificou que os anos de El Niño se caracterizam pela maior média anual de episódios de tempestade, com probabilidade de ocorrência de episódios extremos (Figura 1).

Do mesmo modo, durante o predomínio de El Niño ocorre um deslocamento do pico da direção predominante de ondas de aproximadamente 5° sentido ESE (leste/sudeste). Já nos anos de La Niña, sobrevém uma suave redução do número de eventos, mas ao mesmo tempo, uma intensificação destes, com maiores valores de altura de ondas e maior duração. A direção predominante de incidência das ondas se desloca novamente 5° sentido SSO (sul/sudoeste).

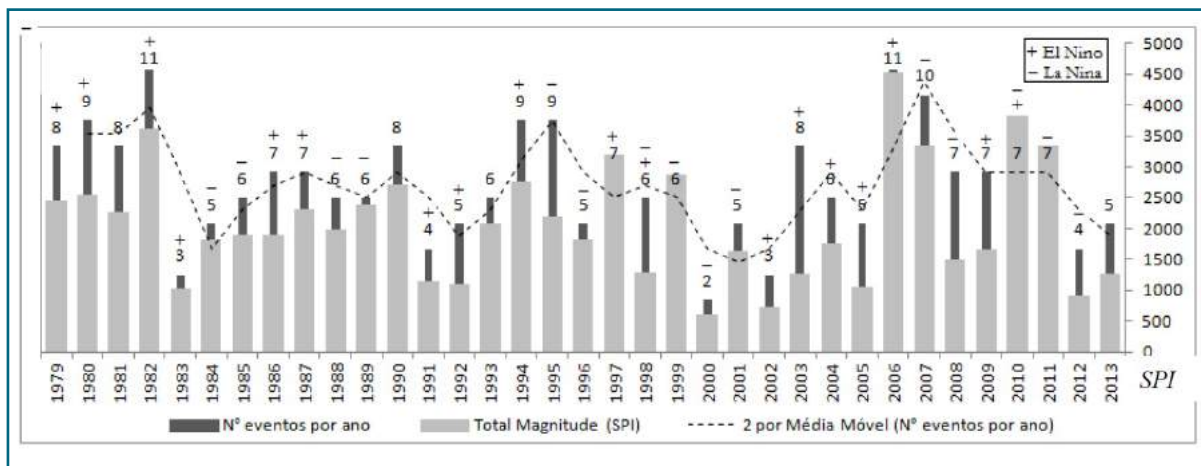


Figura 1. Intensidade anual de eventos de tempestades em contraste com o número de ocorrências por ano e em relação aos fenômenos El Niño e La Niña ao longo da série avaliada. Fonte: Klumb-Oliveira (2015).

Ranashingle *et al.* (2004) investigaram a influência do ENOS em praia embaçada na costa de New South Wales, Austrália, exposta a processos rotacionais de sedimento. Os autores identificaram variações na direção do sistema rotacional, sentido horário (anti-horário) em episódios de El Niño (La Niña), alternando assim os flancos erosivos e deposicionais da praia. Isto estaria relacionado a mudanças no padrão de direção de incidência das ondas de tempestade, ocasionadas pelo fenômeno. Ainda, identificaram maiores alturas de ondas *offshore* em fases de El Niño, e diminuição destas, em La Niña.

Tais como o ENOS, há diversos outros MVCs, como o a Variação Decadal do Pacífico (em inglês, *Pacific Decadal Oscillation*, PDO), Oscilação Multidecadal do Atlântico (do inglês *Atlantic Multidecadal Oscillation*, AMO), Oscilação Antártica (*Antartic Oscillation*, AAO), entre outros. Cada Modo apresenta periodicidade particular, como 3 a 7 anos (ENOS), 20 a 50 anos (PDO), e semanas (AAO). Tal como citado, cada um à sua maneira, interfere no sistema climático regional e global, e da mesma forma, interferem no NMM e na geomorfologia dos litorais.

Para além das variações climáticas naturais supracitadas, tem sido detectada uma tendência acelerada de aquecimento da temperatura média do planeta, sobretudo a partir do século XX. Há diversos estudos de simulações de cenários de subida do nível marinho para o século XXI que chamam a atenção para os potenciais riscos aos municípios costeiros, que, em termos gerais, apresentam alta densidade demográfica e, portanto, alta vulnerabilidade aos impactos das novas condições oceanográficas.

2.2.1 Desafios para o diagnóstico da fragilidade costeira frente às mudanças climáticas no século XXI

A compreensão, investigação e projeção de cenários futuros em função das mudanças climáticas em escala global, seja em perspectiva de processos naturais ou antropogênicos, é considerada por muitos pesquisadores como um dos maiores desafios da ciência contemporânea. A dificuldade em se mensurar e comparar dados pretéritos com dados atuais sobre a natureza do clima e, em especial, sobre as variações do NMM, recai sobre as diferentes escalas de abordagem e sobre os diferentes métodos e ferramentas de análise aplicáveis para estes dados.

Sensores de satélites, tais como TOPEX e POSEIDON, permitiram, a partir da década de 1990, uma aquisição de dados com periodicidade bem definida e boa abrangência espacial global. No entanto, as análises regionais ainda apresentam grande discrepância na quantidade e qualidade de dados oceanográficos medidos *in loco*, como por exemplo, a discrepância entre o Atlântico Norte e o Atlântico Sul. Isto se aplica também para as rodadas de modelos computacionais climáticos, tais como utilizados pelas reanálises. A assimilação de dados por estes modelos só ocorre, de fato, se houver dados *in loco* suficientes e adequados, o que não ocorre, por exemplo, no Atlântico Sul, ou, em períodos anteriores à década de 1990, e.g., antes dos sensores remotos.

Aliada à dificuldade de obtenção de dados consistentes e de longo prazo, aparecem ainda as inúmeras particularidades climáticas, geológicas e oceanográficas regionais, as quais também sofrem influência das características geológicas e geomorfológicas históricas de cada região, o que dificulta uma investigação mais homogênea das reações climáticas em nível global. Além disso, o desafio de parametrizar e discretizar o comportamento da natureza em nível suficiente de detalhe para aplicação de modelos computacionais de previsão ainda se configura um caminho em constante transformação, ficando os resultados susceptíveis à revisão para cada incremento no desenvolvimento de rotinas e tecnologias.

Apesar do debate sobre a causa central e/ou sobre as taxas da variação do clima no século XXI ainda estar ativo, é aparente o consenso entre os pesquisadores de que a temperatura do planeta está aquecendo com aceleração superior à esperada, se considerado o caso do aquecimento ser oriundo de causas estritamente naturais.

Cook *et al.* (2016) compilaram trabalhos científicos que avaliaram o consenso a respeito da participação antropogênica como causa central da atual tendência de aquecimento do planeta. Os dados mostram que o consenso foi menor na década de 1990 (40-60%), chegando a mais de 90% em 2014. Os autores sugerem que atualmente há 97% de consenso entre pesquisadores da área climática que o efeito do aquecimento global atual tem forte sinal antropogênico.

O processo de aquecimento da temperatura média do planeta tem como consequência uma rede de reações climáticas em cadeia - aumento na frequência e intensidade de chuvas ou de anos mais secos (centro Norte da Eurásia) (Yin *et al.*, 2018), intensificação de marés meteorológicas (Lowe e Gregory, 2005), aumento da intensidade das ressacas marinhas e aumento do NMM.

De maneira geral, em caso de elevações do NMM, as linhas de costa responderão a partir de pelo menos dois fatores: inundação e erosão. A capacidade adaptativa das linhas de costa recairá sobre as características físicas e de ocupação urbana de cada segmento de litoral. Como destaca Muehe (2001), a geomorfologia da costa vai responder diferentemente às alterações das condições oceanográficas. Por exemplo, terras baixas sofreriam inundação enquanto que os mecanismos de erosão seriam distintos em praias arenosas ou em falésias, o que resultaria em limites para a ocupação costeira também diferenciados.

A observação geomorfológica é sempre considerada como critério em mapeamentos da vulnerabilidade natural da linha de costa. Jimenez *et al.* (2017) e Sallenger *et al.* (2000), por exemplo, apresentam modelos onde os aspectos geomorfológicos, isto é, a feição morfológica (e.g. dunas, pontais arenosos) e altimetria da costa, são as barreiras naturais de contenção contra os processos decorrentes das alterações do nível relativo do mar.

Neste contexto, diversos países adotaram medidas de proteção da orla, a partir do respeito a distâncias mínimas de segurança para construções e urbanização, a partir das linhas médias de preamar. Tais distâncias chegam a 500 m na Grécia, por exemplo, e 200 m na Espanha. Para o Brasil, os limites foram definidos entre 50 e 200 m, de acordo com o tipo de ambiente e com o grau de ocupação urbana (Muehe, 2001).

Entre os custos estimados dos impactos das mudanças climáticas em ambientes costeiros, Hallegate *et al.* (2013) estimaram, a partir de projeções de cenários socioeconômicos, gastos da ordem de 50 bilhões de dólares até 2050 em função dos danos econômicos causados por eventos de inundações em áreas costeiras, envolvendo as 136 mais populosas cidades costeiras do mundo. Os autores consideram a premissa de subida do NMM e de subsidência costeira, ou seja, afundamento de áreas emersas devido ao sobrepeso de carga, exploração de aquíferos, e reajuste sedimentar em cidades construídas sobre sistemas deltaicos.

Tendo em vista a necessidade do prognóstico acerca das condições oceanográficas e das respostas dos ambientes costeiros, uma série de técnicas e ferramentas aplicáveis nas diferentes escalas devem ser consideradas sob o viés da gestão.

3. FERRAMENTAS E TÉCNICAS NA ANÁLISE GEOMORFOLÓGICA EM AMBIENTES COSTEIROS

Na aplicação dos modelos morfológicos em praias, o alcance vertical do espraiamento máximo das ondas (*runup*) é comparado à altura da barreira natural ou urbana, determinando o potencial de inundação da zona costeira.

A cota altimétrica da feição costeira é alcançada por levantamentos remotos, como o modelo digital do terreno, ou por levantamentos topográficos. No tocante aos primeiros, a resolução do pixel da imagem orbital utilizada é limitante para a escala de análise. Levantamentos topográficos em campo, utilizando equipamentos de sensoriamento remoto tipo *Real Time Kinematics* (RTK), por outro lado, apresentam resolução milimétrica de topografia, embora constituam métodos mais dispendiosos e que exigem tempo de levantamento. Ainda são bastante operacionais os métodos clássicos de levantamentos praias, utilizando-se nível de precisão e balizas de Emery. Muehe *et al.* (2020) compararam tais métodos com levantamentos feitos com GNSS-RTK, obtendo resultados muito semelhantes. Os autores trazem maior discussão acerca das limitações de cada um.

A determinação do nível das águas, e por sua vez, das alturas das ondas e suas alterações ao longo do tempo é dificultada pela escassez de boias e/ou estações oceanográficas costeiras com levantamentos sistemáticos. É dificultada também pelo alto custo do fundeio de equipamentos do tipo ADCP (*Acoustic Doppler Current Profile*), utilizado para medição de correntes marinhas e ondas *in loco*.

No Brasil, existem atualmente em torno de 19 bóias oceanográficas, integrantes do Programa Nacional de Boias – PNBOIA; e 10 ondógrafos, integrantes da Rede Ondas, fundeados ao longo de todo o litoral, entre águas mais rasas até mais profundas. Apesar da tendência de incremento do número de equipamentos nas últimas décadas, ainda é escassa e de alto custo a obtenção de dados de campo marinhos.

Desse modo, a necessidade de dados espacial e temporalmente homogêneos, associada a uma necessidade de escala climatológica interdecadal, para a melhor compreensão dos fenômenos oceanográficos, fomentou o aprimoramento tecnológico de modelos computacionais, por exemplo, o *Wavewatch III* (Tolman, 2009), que permitem a criação e assimilação de dados espacialmente homogêneos ao longo de uma malha amostral preestabelecida.

Neste contexto, as reanálises, processos computacionais de criação/assimilação de dados ao longo de uma malha homogênea e com longa escala temporal, desenvolvidas primeiramente para ventos e, posteriormente, para ondas, têm se mostrado razoáveis opções para uso no diagnóstico e prognóstico de sistemas ambientais. Tem sido gerados uma série de produtos de reanálises e *hindcast* de ondas nas últimas décadas. Os produtos consistem em dados de altura significativa, período e direção das ondas, em intervalos horários, com abrangência de até 60 anos pretéritos.

Cumprido ressaltar que a assimilação de dados em reanálises de ondas somente teve início a partir dos anos de 1990, quando os sensores por satélites possibilitaram a aquisição de dados “reais”. Antes deste período, os bancos de dados de ondas são considerados *hindcast*, ou seja, simulações computacionais a partir de dados de vento e outras forçantes.

Outra ferramenta é a aplicação de geoindicadores de erosão costeira. Bush *et al.* (1999) utiliza uma série de geoindicadores (como presença de dunas, largura da praia, taxa de variação da linha de costa e presença de estrutura de engenharia), combinados para gerar um diagnóstico qualitativo da

situação ambiental da costa de forma rápida, de baixo custo e com validade científica. Esse método de diagnóstico em campo permite a avaliação de áreas menores, que são de difícil avaliação por métodos de sensoriamento remoto e ainda permite a rápida resposta dos tomadores de decisão frente a uma mudança no potencial risco. É válido ressaltar ainda, que organizações como a NOAA e a UNESCO afirmam que o uso de geoindicadores são uma maneira de padronizar a metodologia e coleta de dados e ainda, facilitar a troca de informações complexas ao redor do mundo.

Neste sentido, com a evolução de ferramentas e de modelos matemáticos, e com o incremento das propostas de geoindicadores costeiros e levantamentos de campo, a avaliação conjunta e interdisciplinar pode auxiliar de forma objetiva a análise da susceptibilidade natural, e consequentemente, subsidiar a gestão e a tomada de decisões.

4. ESTUDO DE CASO: CONDIÇÕES OCEANOGRÁFICAS E RESPOSTA MORFODINÂMICA EM DIFERENTES ESCALAS: O USO DE DIFERENTES FERRAMENTAS DE DIAGNÓSTICO EROSIVO DO LITORAL DE MARATAÍZES (ES)

4.1 HISTÓRICO DO PROCESSO EROSIVO DO LITORAL DE MARATAÍZES

Situada ao sul do estado do Espírito Santo (Figura 2), Marataízes se desenvolveu mais recentemente devido à grande procura de suas praias (com alta balneabilidade), por turistas, grande parte deles do sul do estado do Espírito Santo e de Minas Gerais (Girardi e Cometti, 2006). Essa atividade desencadeou um elevado grau de urbanização, atualmente em torno de 78%, e moderada densidade demográfica, de 256,55 hab./Km² (IBGE, 2010).

O litoral de Marataízes possui um longo histórico de erosão que, segundo Albino *et al.* (2006; 2016), está ligado ao baixo desenvolvimento natural das planícies costeiras, o que fez com que a urbanização se desse sobre as dunas frontais e áreas dinamizadas da praia. Esses processos erosivos são intensificados por ocasião das passagens das frentes frias e ameaçam as dunas frontais restantes, as residências, as casas comerciais e as falésias terciárias.

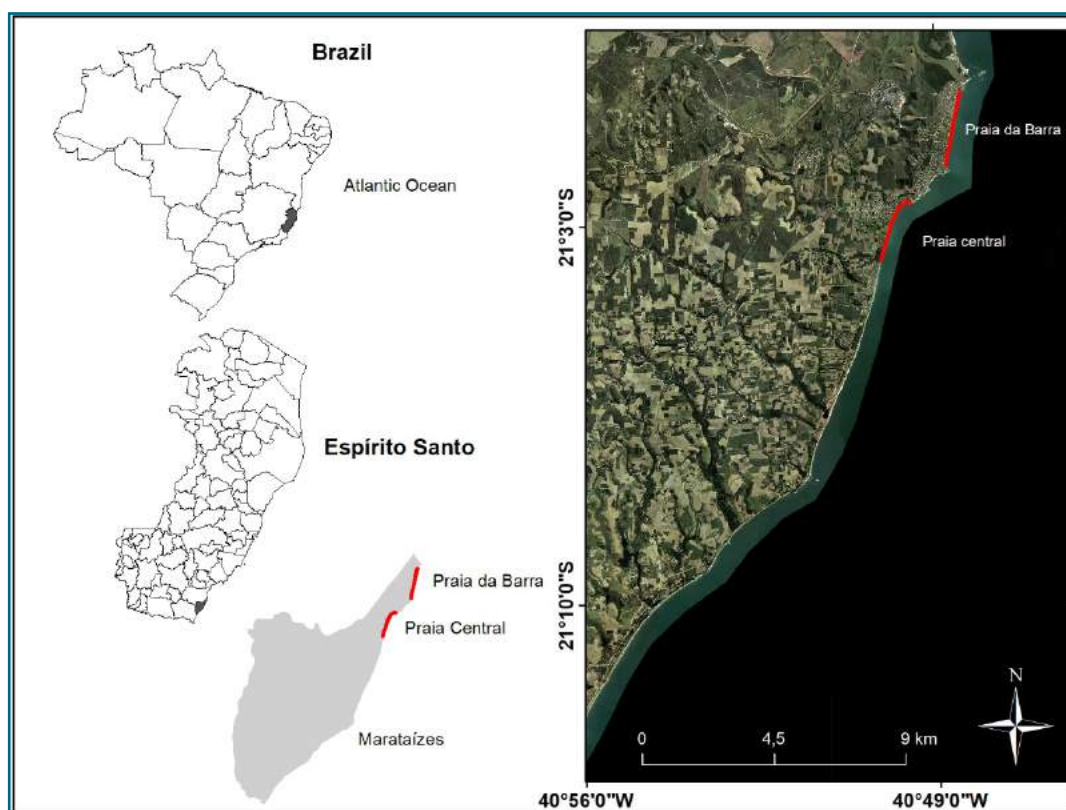


Figura 2. Litoral de Marataízes (ES), com destaque para as praias da Barra e Praia Central, onde atuam processos erosivos de longo prazo. Elaboração própria.

Menezes (2017) também descreveu os processos de artificialização do litoral de Marataízes e identificou que os processos de alteração da linha de costa se deram pela: (a) substituição de praias precedidas por dunas por praias estreitas com problemas de erosão; (b) construções sobre área dinamizada da praia; (c) construções sobre os afloramentos rochosos. As duas primeiras, desencadearam alterações no balanço de sedimentos (Figura 2).

O problema erosivo mais destacado, resultante da intensa urbanização e seguido por obras de contenção, ocorreu na praia Central do Município. A praia vinha sofrendo um acelerado processo de erosão desde a década de 70, quando as dunas frontais foram destruídas para o estacionamento dos carros (Figura 3). Foram realizadas diversas intervenções para diminuir as consequências dos processos erosivos desde a década de 90.



Figura 3. Processo de artificialização do litoral de Marataízes (ES). 1981 – Ocupação do litoral de Marataízes (Foto: Memória Marataízes); 1982 – Ocupação e destruição das dunas na praia central (Foto: Memória Marataízes); 2004 – Construção irregular sobre as dunas (Foto: Jacqueline Albino); 2015 – Construção irregular sobre a berma (Foto: Vanessa Menezes). Fonte: Menezes (2017).

Em 2002, a Prefeitura Municipal de Marataízes promoveu a construção de moles paralelos à linha da praia e gabiões transversais, para reduzir o avanço do mar e assim, tentar evitar a fuga dos turistas e a diminuição da arrecadação do município. Porém, somente em 2010, foi realizada a construção de quebra-mares intercalados por alimentação artificial de areias, promovendo um avanço da linha de costa em direção ao mar, de cerca de 80 metros (Figura 4).

Segundo Bird (1996), um dos principais fatores responsáveis pela erosão praial tem sido a construção de estruturas designadas a proteger e manter praias existentes ou prevenir possível recessão de linha de costa. Como elas tendem a interferir no transporte litorâneo de sedimento ao longo da praia, todas essas estruturas causam frequentemente erosão em suas proximidades (Keller, 1992).



Figura 4. Estruturas de engenharia rígida na Praia Central.

Fonte: <<https://www.guiadoturismobrasil.com/gastronomia/3/ES/maratáizes/354>>

Destacam-se ainda, as alterações hidrodinâmicas por difração das ondas junto às estruturas, o que aumenta o seu empilhamento junto à costa. Santos (2005) e Albino *et al.* (2006) já tinham identificado esse setor com alta mobilidade da praia e transposição das ondas sob condições mais energéticas. Na Figura 5, tem-se o recuo da linha de costa e as contenções realizadas a partir da última intervenção, feita em 2011.



Figura 5. Variação espacial e temporal da linha de costa da Praia da Lagoa Funda. Destruição da avenida beira-mar entre os anos de 2015 e 2016 e recuperação por alimentação artificial de sedimentos (Vanessa Menezes). Fonte: Relatório Técnico COGEST N° 001-2015 do Instituto Estadual do Meio Ambiente (IEMA).

Apesar de serem as praias urbanizadas as que chamam a maior atenção da comunidade e dos gestores, e, ainda que alguns processos erosivos do litoral sejam acelerados ou desencadeados pela urbanização não adequada, Filgueiras (2017) identificou que nos últimos 50 anos, aproximadamente 30% do município sofreu recuo na linha de costa, seja nos compartimentos de planícies e praias arenosas, seja na porção caracterizada por falésias sedimentares.

A tendência de recuo pode ser acelerada em função das alterações recentes no clima de ondas; e a vulnerabilidade e risco costeiros serão dependentes da resposta da costa à adaptação às novas condições oceanográficas.

4.2 ASPECTOS GEOMORFOLÓGICOS, HERANÇA GEOLÓGICA E SUSCEPTIBILIDADE EROSIVA

Como foi descrito, os mais destacados processos erosivos do município de Marataízes estão diretamente ligados ao uso inadequado do espaço da zona costeira. Porém, não se pode ignorar sua vocação erosiva natural, em função de suas características geológicas, e nem os geoindicadores geomorfológicos.

Ao longo do Espírito Santo, são encontradas três grandes unidades geológicas costeiras: a costa dos tabuleiros da Formação Barreiras, a costa recortada por promontórios cristalinos e as planícies costeiras flúvio-marinhas (Albino *et al.*, 2016).

Segundo Bigarella (1975), a Formação Barreiras, que se estende ao longo do litoral, corresponde ao conjunto de depósitos aluviais, formados por sedimentos terrígenos no momento em que o NMM se encontrava aproximadamente 130 m abaixo do atual. Os eventos de deposição ocorreram de 25 a 4 milhões de anos A.P. As últimas transgressões marinhas do Período Quaternário e a ação das ondas sobre esses depósitos são responsáveis pelas falésias e pelos terraços de abrasão. Os eventos de subida e descida do nível do mar, associados à ação abrasiva das ondas, recuaram os tabuleiros, moldaram as falésias e expuseram os terraços de abrasão, conforme observado na Figura 6.

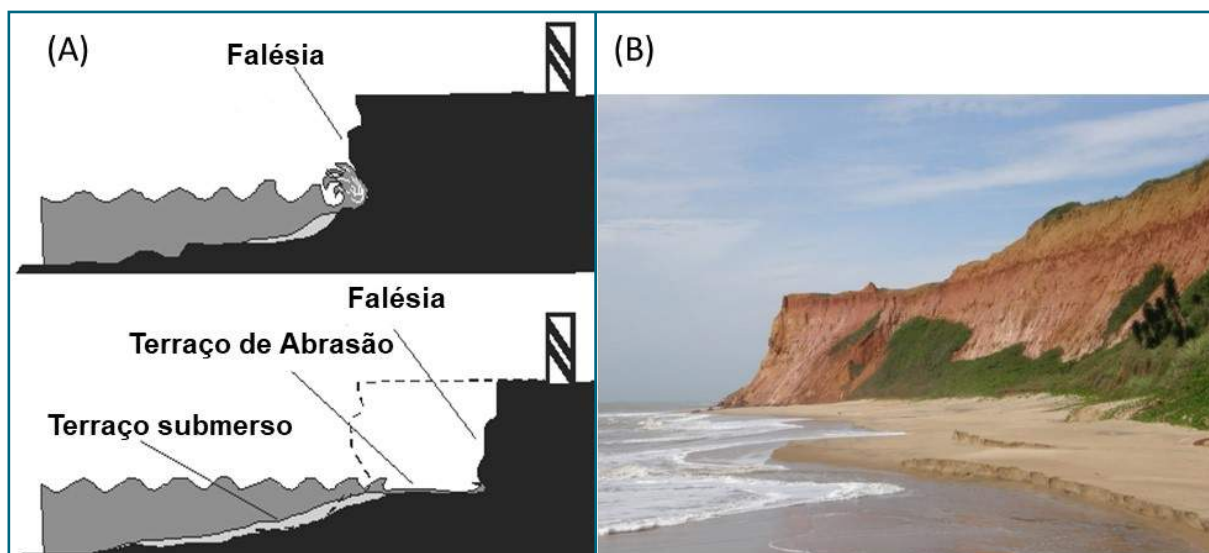


Figura 6. Exposição dos terraços de abrasão em Marataízes (ES). (A) Desenvolvimento da plataforma de abrasão, associada à ação das ondas, próximo à base da falésia. (B) Falésias em Marataízes: associadas a praias estreitas no primeiro plano e, ao fundo, vivas e associadas a terraços de abrasão. Elaboração própria, adaptado de Albino *et al.* (2016).

O litoral de Marataízes encontra-se situado na porção costeira, onde os depósitos quaternários são pouco desenvolvidos ao sopé das falésias vivas, solapadas pela ação marinha nos depósitos neógenos da Formação Barreiras (Martin *et al.*, 1996). Os terraços de abrasão estão distribuídos na antepraia e na plataforma adjacente, proporcionando a fixação de organismos carbonáticos e proporcionando particularidades morfodinâmicas nas praias associadas (Albino *et al.*, 2016).

Kennedy e Milkins (2015) apresentam um modelo evolutivo de desenvolvimento de praias sobre os terraços de abrasão, destacando que, ao longo do tempo, o recuo das falésias irá disponibilizar os sedimentos para as praias e os terraços de abrasão irão propiciar as condições de deposição. Contudo, Bernabeu-Tello *et al.* (2002) e Anfuso *et al.* (2003) destacam que as praias arenosas associadas a terraços de abrasão são estreitas por serem limitadas por falésias e terraços.

Ao longo do Litoral de Marataízes, as praias encontram-se associadas a dunas frontais sobre cordões arenosos estreitos, desenvolvidos nos arqueamentos costeiros limitados pelos promontórios dos tabuleiros da Formação Barreiras e por falésias mortas ou defronte às falésias vivas (Figura 6). As praias arenosas representam aproximadamente 49% do litoral de Marataízes e as falésias precedidas de estreitas praias representam 14%. As falésias vivas representam 9% (Santos, 2005). As plataformas de abrasão cristalinas e/ou sedimentar representam 23% e barras e desembocaduras fluviais, 5% (Figura 7).

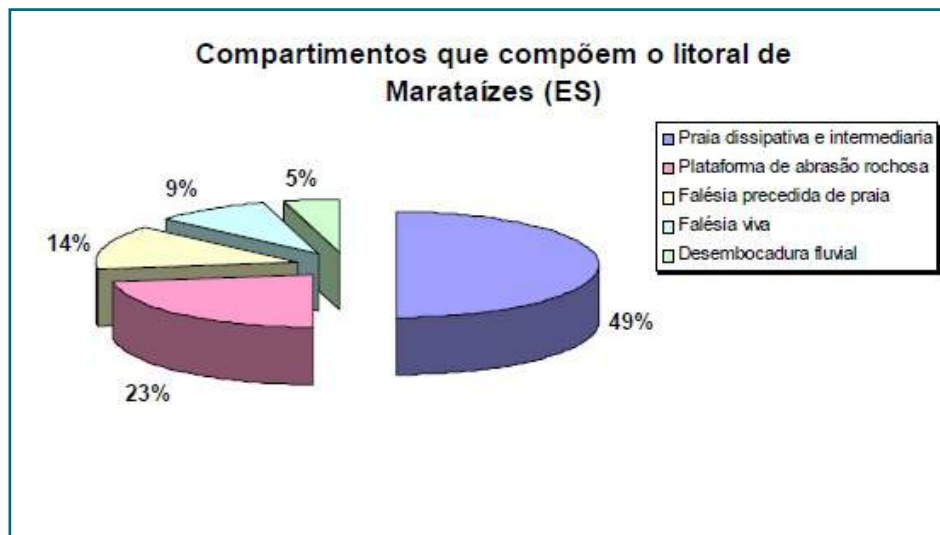


Figura 7. Classificação das feições ao longo do litoral de Marataízes (ES).
Fonte: Santos (2005).

Considerando a Idade Neógena dos tabuleiros sedimentares que dão origem às falésias da costa do Espírito Santo e ainda, o sedimento potencialmente disponibilizado ao longo do Período Quaternário (sobretudo em função das duas últimas transgressões marinhas, i.e., 120 e 4,5 mil anos A.P), a presença atual de falésias vivas sugere uma costa com déficit de sedimentos, sendo estas um dos potenciais aportes de sedimento para o sistema praial. Dessa forma, acredita-se que os 46% do litoral, representado por essas feições, já indicaria a susceptibilidade ao recuo e/ou à fragilidade geomorfológica do litoral ao uso e à ocupação.

Cordões litorâneos estreitos e dunas frontais são verificados associados às praias dissipativas e intermediárias (49% do litoral de Marataízes). Segundo Albino *et al.* (2001), além do déficit sedimentar regional, constatado pela existência de falésias vivas ao longo do litoral, destaca-se a baixa contribuição dos aportes fluviais. O rio Itapemirim exporta principalmente sedimentos finos em suspensão para a plataforma adjacente, enquanto que o rio Itabapoana, localizado mais ao sul, deposita seus sedimentos próximo à foz e desenvolve a planície costeira do rio Itabapoana.

Ainda como outro indicador de susceptibilidade geomorfológica do litoral, destaca-se a tipologia das praias. Fernandes (2018) e Maia (2018) classificaram as praias de Marataízes a partir de monitoramento e confirmaram a tipologia das praias descritas por Santos (2005).

Praias dissipativas, segundo a classificação de Short e Wright (1983), representam o estado extremo, com maior grau de exposição às ondas e atuante transporte de areias da porção emersa para a porção submersa do perfil praial, considerado, assim, o estado menos construtivo da praia.

Em relação às praias que são limitadas por plataformas de abrasão, do tipo terraço de baixamar (Short e Wright, *ibid.*), a impermeabilidade das plataformas de abrasão reduz a infiltração de parte do espraiamento, tornando a praia mais propensa ao empilhamento das ondas e ao transporte transversal em direção a antepraia, durante eventos de moderada a alta energia (Jackson e Cooper, 2009).

4.3 MOBILIDADE PRAIANA NA ESCALA DE DÉCADAS, USO E OCUPAÇÃO E MORFODINÂMICA COSTEIRA

A mobilidade decadal da linha de costa do litoral foi realizada por Filgueiras (2017) através de fotografias aéreas e imagens de satélite para os anos de 1969, 2008 e 2013, processadas em sistema de informações geográficas (SIG), com auxílio da extensão DSAS (*Digital Shoreline Analysis System*), disponibilizada pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (ou *US Geological Service, USGS*).

Os resultados mostraram que o litoral é predominantemente progradação, principalmente associado à planície costeira do rio Itabapoana (Compartimento 1, Figura 7). Contudo, 26% do litoral do município sofreu recuos na linha de costa para o período estudado, com taxa média de recuo anual de 0,27 m/ano, e que chegam a ultrapassar 1 m/ano em alguns locais. Os maiores recuos estiveram relacionados à presença de falésias vivas ou de falésias precedidas por praia (Compartimento 2, Figuras 7 e 8), ou devido à intensa urbanização e ocupação sobre dunas frontais (Compartimentos 3, 4 e 5), fato que preocupa, devido à potencial vulnerabilidade social e econômica do litoral.

A progradação mapeada pela superposição da linha de costa nesses setores, onde foi utilizado como referencial o limite da faixa arenosa da praia com a feição imediatamente posterior (dunas, falésias, estruturas urbanas), é, na verdade, a expansão do sítio urbano sobre as dunas e a faixa da berma, ou por engordamento artificial da faixa arenosa, como o que ocorreu na praia Central (Compartimento 3, Figuras 8 e 9).

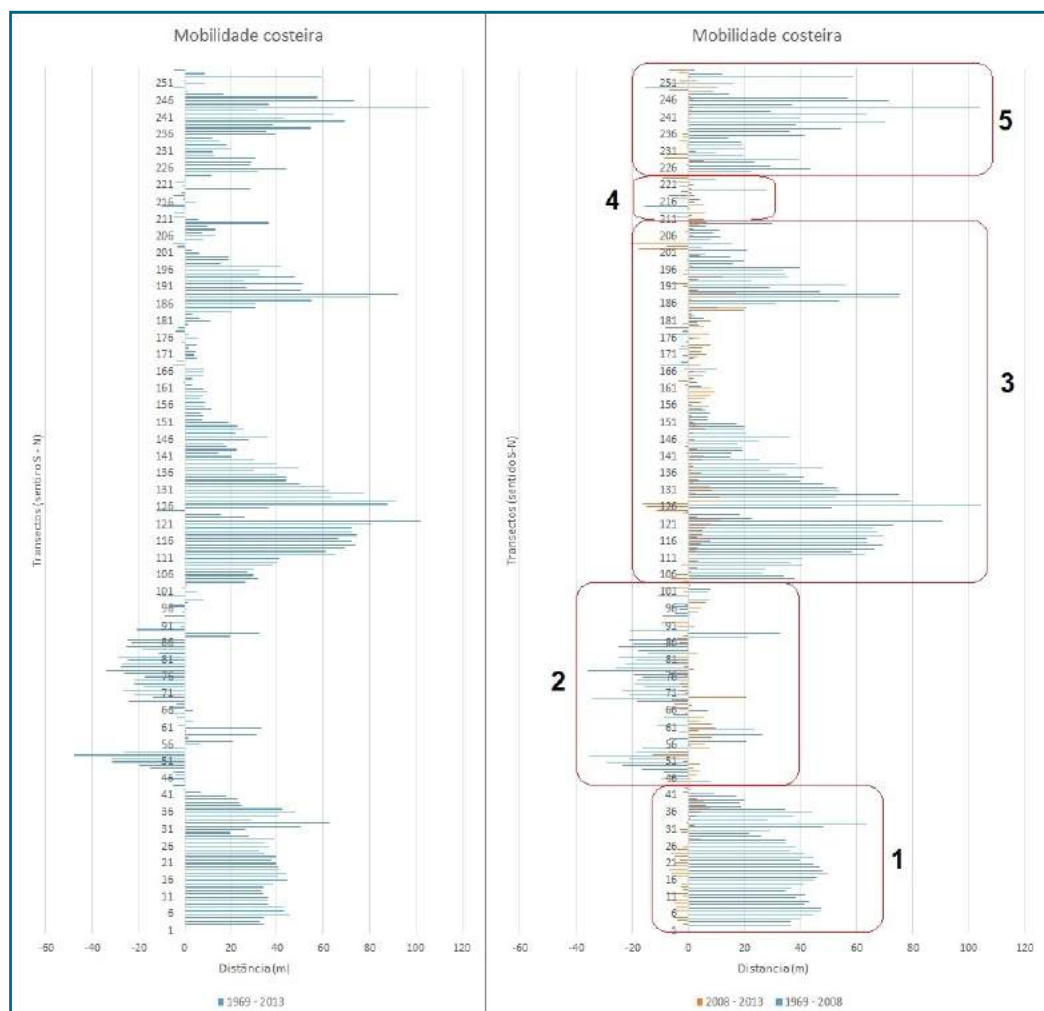


Figura 8. Distâncias de mobilidade para Maratáizes (ES).

Distâncias de mobilidade em metros. À esquerda, taxa total entre os anos de 1969 e 2013; e à direita, taxas entre os anos de 1969 e 2008, e entre os anos de 2008 e 2013; com destaque para as cinco regiões. Nota-se que os transectos estão enumerados no sentido Sul-Norte. Fonte: Filgueiras (2017).

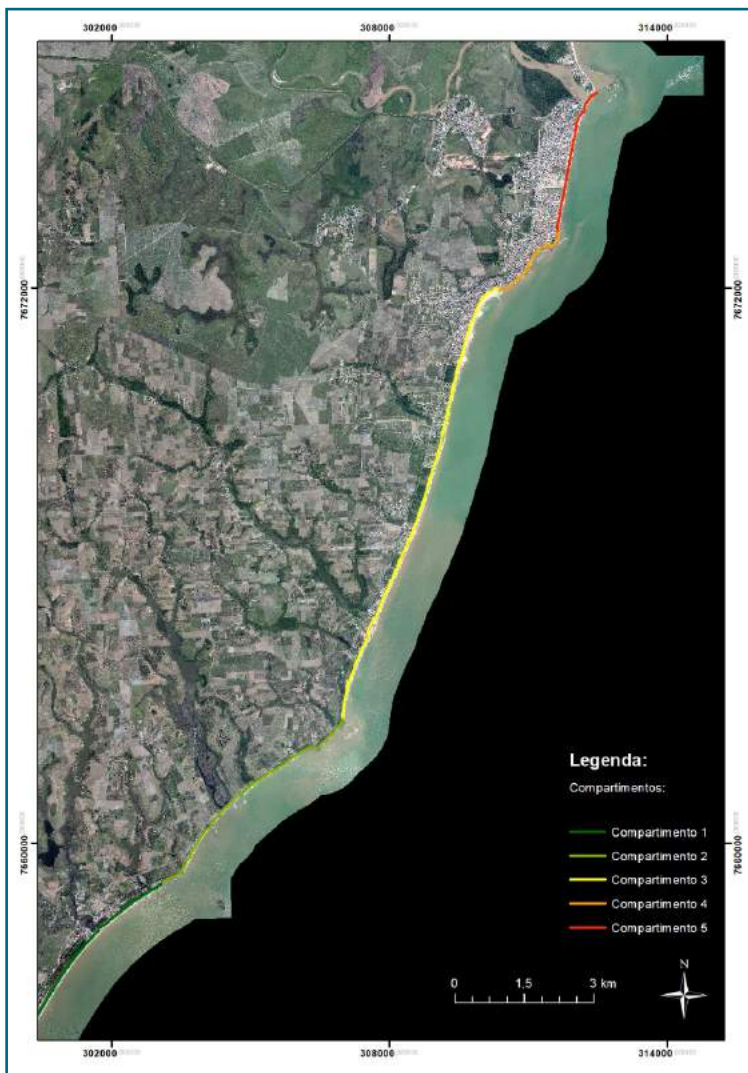


Figura 9. Compartimentação geomorfológica do litoral de Marataízes (ES). Elaboração própria.

O que ainda chama atenção é a baixa periodicidade da superposição temporal da linha de costa, imposta pelo material disponível e com qualidade compatível para ser detectada pelo método remoto, observada pelo presente trabalho e por vários outros, realizados no Brasil.

Quando se compara a distribuição das alturas de ondas no período 1979-2013 (NOAA WAVEWATCH III 30-year Hindcast), ela se mantém constante (Figura 10), não refletindo a mobilidade da linha de costa regida pelos fatores geomorfológicos e urbanos já mencionados, e nem alguma tendência de recuo nos segmentos de litoral identificados.

De todo modo, o clima de ondas mostra um padrão de oscilação, no qual os sinais da sazonalidade (anuais) são bem aparentes.

Além disso, é bem identificável, após escrutínio dos dados, a chegada de frentes frias associadas a ciclones extratropicais, quando as alturas de ondas aumentam significativamente, em conjunto com aumento de período de ondas. Nesses casos, as direções de ondas variam entre sul e sudeste. Nesse aspecto, o grau de exposição das praias à energia de ondas de tempestades é função da orientação da linha de costa.

Por outro lado, Elfrink *et al.* (2006) afirmaram que, no período de 1999 a 2001, houve um aumento significativo na altura das ondas na Praia Central e os molhes implantados não foram suficientemente longos para englobarem todo o perfil praial, o que os tornou inúteis. Além disso, faltava também sedimentos na praia, para agir como um “amortecedor” natural da linha de costa para variações do nível do mar. Esses dados motivaram a última intervenção realizada.

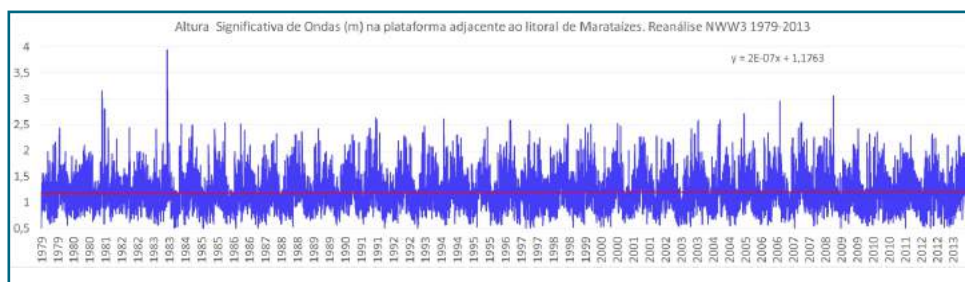


Figura 10. Gráfico de altura significativa de ondas. Altura significativa de ondas no ponto de saída (21,0 S; 40,5 W) da malha da Reanálise NOAA - WW3. Elaboração própria.

Em 2018, a distribuição de direção mostrou o predomínio de ondas dos quadrantes leste ($\sim 100^\circ$) e sul/sudeste ($\sim 120^\circ$ - 180°). Verifica-se também, alturas de ondas acima de 2 metros e períodos de marulho (*swell*) em torno de 16 segundos, responsáveis pelos altos espraiaamentos, repetitivos regimes de colisão e recuo gradativo das dunas frontais (Figura 11).

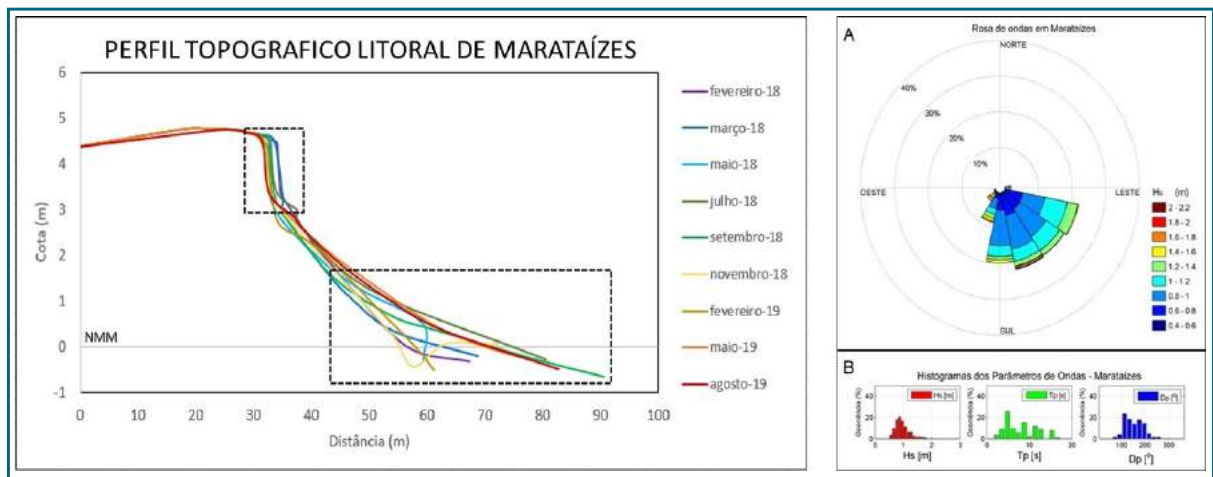


Figura 11. Processos erosivos das dunas frontais sob condições de ocorrências de eventos e ondas de direção E-SE. Ondas medidas com ACDP em 2018 (*Messen Ocean*). Auxílio CAPES N° 88887.145855/2017-00 e CNPq Universal N° 421657.

Nos locais onde houve a destruição das dunas e a substituição por estruturas urbanizadas, o regime de colisão pode se agravar, devido ao processo de Regime de Transposição (*Overwash Regime*) sobre as estruturas urbanas (Figura 12). Praias dissipativas sem dunas potencializam os processos de inundação costeira, típicos de litoral com baixo gradiente, que, quando frequentes, causam a erosão e o recuo da linha de costa. Albino *et al.* (2006) observaram que, no litoral de Marataízes, onde as praias arenosas estavam associadas a dunas frontais ainda conservadas, por ocasião das frentes frias, havia o solapamento e escarpamento da base das dunas e o transporte de sedimentos para a antepraia (Figura 12). Passado o evento, os sedimentos migravam para a porção emersa e alimentava o sistema praia dissipativa-duna, conforme discutido por Hesp (2002). Aplicando o modelo de Sallenger *et al.* (2000), que classifica a resposta do espraio máximo com a duna frontal, as praias de Marataízes estão em “colisão”.

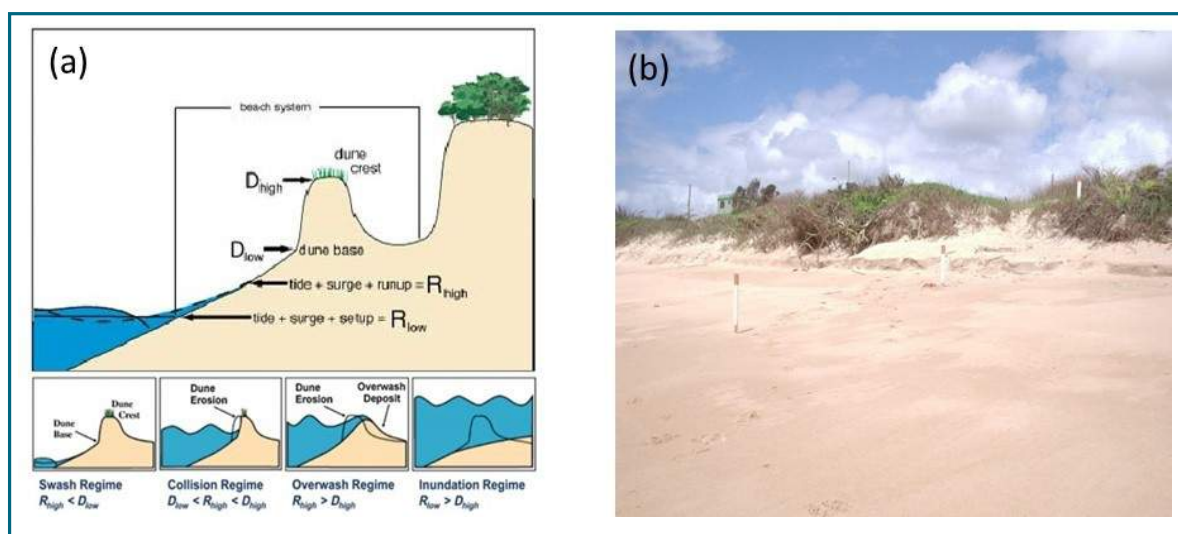


Figura 12. Solapamento e escarpamento da base das dunas em Marataízes (ES). (a) Modelo de Sallenger (2002), que propõe tipos de regime em função do alcance do espraio máximo ao longo da morfologia da duna frontal. (b) Solapamento e escarpamento da duna frontal do litoral de Marataízes, indicando o processo de colisão (*Collision Regime*). Foto: Jacqueline Albino (2006).

4.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS PROCESSOS EROSIVOS DO LITORAL DE MARATAÍZES E O DIAGNÓSTICO GEOMORFOLÓGICO

O litoral de Marataízes apresenta susceptibilidade erosiva e/ou inundacional, regida pela presença de falésias vivas e tipologia de praia dissipativa. A urbanização parcial de sua orla desencadeia os processos erosivos, principalmente no ambiente de praia dissipativa associada a dunas frontais, que, ao longo de décadas, são camuflados pelas obras de recuperação. A determinação da mobilidade da linha de costa por método remoto pode, inclusive, reverter o diagnóstico, indicando a progradação costeira.

Por outro lado, a abordagem morfodinâmica com levantamento de dados em campo mostrou-se adequada, seja para a obtenção de dados para a aplicação das inúmeras ferramentas de diagnóstico e previsão, seja para estar junto ao problema e observar os fenômenos como eles realmente ocorrem. Seria a abordagem essencialmente remota, fidedigna do processo ocorrente? No caso de Marataízes, a resposta seria não. O resgate da observação do pesquisador e a sua capacidade de agregar o conhecimento tradicional da geomorfologia e as diferentes escalas da mobilidade costeira mostrou-se fundamental. Conhecer a tendência geomorfológica de mobilidade do litoral pode ser o passo inicial, assim como a aplicação expedida do modelo de Bruun (1962), que não abarca os processos atuantes, mas inclui a resposta morfológica nos processos de variação do NMM.

Um estudo, ainda em andamento, para o litoral de Marataízes utiliza geoindicadores costeiros, formulados a partir de dados de sensoriamento remoto, e a análise em SIG, para classificar a vulnerabilidade do litoral do município. Com a aplicação dessa ferramenta, os resultados preliminares se mostram concordantes com a abordagem geomorfológica e morfodinâmica aqui realizada. O setor com presença de falésias vivas, falésias mortas e falésias precedidas por estreitas praias, aparece como sendo o setor mais vulnerável da costa, devido fortemente à sua característica de recuo e à perda permanente de terreno, quando comparado a trechos do litoral ,compostos por praias que tiveram seus limites morfodinâmicos respeitados pelo processo de urbanização. Isso permite que a orla possa se reajustar de forma natural às mudanças meteoceanográficas, e sem que essas mudanças reflitam em impactos socioeconômicos na costa.

O setor com presença de falésias vivas, falésias mortas e falésias precedidas por estreitas praias, aparece como sendo o setor mais vulnerável da costa, devido fortemente à sua característica de recuo e à perda permanente de terreno, quando comparado à trechos do litoral compostos por praias que tiveram seus limites morfodinâmicos respeitados pelo processo de urbanização. Isto permite que a orla possa se reajustar de forma natural às mudanças meteoceanográficas, e sem que essas mudanças reflitam em impactos socioeconômicos na costa.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os ambientes costeiros são expostos às alterações oceanográficas nas diferentes escalas, as quais imprimem formas e motivam adaptações do modelado costeiro. A alta dinâmica das linhas de costa encontra a barreira física da ocupação urbana, que, em muitos casos, impede a mobilização natural dos sistemas costeiros, e dispara e/ou intensifica processos erosivos.

A complexidade da rede de eventos que sucedem as variações climáticas dificulta a ideal previsão dos cenários futuros. O princípio da precaução motiva o desenvolvimento de planos e iniciativas de gestão costeira, capazes de auxiliar na tomada de decisão e na mitigação dos riscos. Para tanto, diversas ferramentas, tanto de diagnóstico, quanto de prognóstico, são frequentemente desenvolvidas e incrementadas. Sensoriamento remoto, modelos computacionais e instrumentação de campo configuram técnicas e ferramentas adequadas, nesse sentido. A análise do registro geomorfológico se mantém como importante indicador da variação climática de longo prazo.

A análise do registro geomorfológico se mantém como importante indicador da variação climática de longo prazo. Estudos sobre os processos de fragilidade e mobilidade da costa em diferentes escalas, com a aplicação de diversas abordagens e ferramentas auxiliam na tomada de decisões no caso das alterações do NMM.

Na gestão costeira, a utilização de análise multicritério, onde as variáveis são sempre incluídas e/ou adaptadas as particularidades de cada costa, permite considerar ao mesmo tempo diversas variáveis de diferentes escalas temporais e espaciais no estudo de situações complexas, como é o caso da determinação da vulnerabilidade costeira. De acordo com Ramieri *et al.* (2011), as análises multicritério podem ser aplicada para identificar locais específicos onde os riscos podem ser relativamente altos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBINO, J.; NETO, N.C.; OLIVEIRA, T.C.A. The beaches of Espírito Santo. In: SHORT, A.D.; KLEIN A.H. da F. (eds.). *Brazilian Beach Systems*. CoastalResearch Library, v. 17, 2016. p. 333-362.
- ALBINO, J.; GIRARDI, G; NASCIMENTO, K. A. Espírito Santo. In: Muehe, Dieter (org.). *Erosão e progradação do litoral brasileiro*. Brasília: MMA, 2006. p. 227-264.
- ALBINO, J.; PAIVA, D. de Souza; MODOLO, G.V.M. Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosiva e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. *Geografares*, n. 2, Vitória, ES: CCHN-UFES, 2001.
- ALLAN, J.C.; KOMAR, P.D. Extreme Storms on the Pacific North West Coast during the 1997-1998 El Niño and 1998-99 La Niña. *Journal of Coastal Research*, v.18, n. 1, 2002, p. 175-193.
- ANFUSO, G. et al. Long-shore distribution of morphodynamic beach states along an apparently homogeneous coast in SW Spain. *Journal of Coastal Conservations*, v. 9, 2003. p. 49-56.
- ANGULO, R.J.; SOUZA, M.C. Revisão conceitual de indicadores costeiros de paleoníveis marinhos quaternários no Brasil. *Quaternary and Environmental Geosciences*, v. 5, n. 2, 2014, p. 01-32.
- BERNABEU-TELLO; A. M; MUNOZ-PEREZ; J. J; MEDINA-SANTAMARIA, R. Influence of rock platform in the profile morphology: Victoria Beach, Cádiz (Spain). *Ciencias Marinas*, v. 28, n. 2, 2002, p. 181-192.
- BIGARELLA, J. J. The Barreiras Group in Northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 47 (Suplemento), p. 365-393, 1975.
- BIRD, E.C.F. *Beach Management*. New York: John Wiley & Sons, 1996.
- _____. *Coastline Changes*, Wiley and Sons, New York, p. 219. 1985.
- BRUUN, P M. Sea-level rise as a cause of shore erosion. *Journal of the Waterways and Harbors Division*, v. 88, 1962, p. 117-130.
- BRUUN, P. M. (1988). The Bruun Rule of Erosion by Sea-Level Rise: A Discussion on Large-Scale Two- and Three-Dimensional Usages. *Journal of Coastal Research*, v.4, n.4, 1988, p. 627-648. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/4297466>>. Acesso em jun. 2019.
- BUSH, D.M.; NEAL, W.J.; YOUNG, R.S.; PILKEY, O.H. Utilization of geoindicators for rapid assessment of coastal-hazard risk and mitigation. *Ocean & Coastal Management*, v. 42, n. 8, 1999, p. 647-670.
- CARTER, B. *Coastal environments: an introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines*. London: Academic Press, 1988. 617p.

- COOK, J. *et al.* Consensus on consensus: a synthesis of consensus estimates on human-caused global warming. *Environmental Research Letters*, v. 11, n. 4, 2016.
- COWELL, P. J., THOM, B. G., & van de Plassche, O. (n.d.). Morphodynamics of coastal evolution. *Coastal Evolution*, 33–86. doi:10.1017/cbo9780511564420.1994.
- ELFRINK, B. ACETTA, D. MANGOR, K. Innovative Shoreline Protection Scheme For The City Of Marataízes, Espírito Santo, Brazil. In: *International Conference on Coastal Engineering*. Clearware, Florida, USA, 2006.
- EMERY, K. O. 1968, Relict sediments on continental shelves of the world. *Am. Assoc. Petroleum Geologists Bull.*, v. 52, p. 445-464.
- FERNANDES, C.S. Tipologia e sedimentologia das prais do litoral sul do Espírito Santo. 2018. 66f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória, ES, 2018. 66p.
- FERNANDEZ, G.B.; MUEHE, D. Algumas considerações sobre o efeito do fenômeno El Niño sobre feições costeiras ao longo da costa brasileira. *GEOgraphia*, v. 8, n. 15, 2006, p. 115-128. Disponível em <<http://www.uff.br/geographia/ojs/index.php/geographia/article/viewArticle/191>>. Acesso em mai. 2020.
- FILGUEIRAS, G. D. L. Mobilidade da linha de costa do litoral de Marataízes – ES nas últimas décadas. 2017. 68 f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória, ES, 2017.
- GIRARDI, G; COMETTI, R.S. Dinâmica de uso e ocupação do solo no litoral sul do estado do Espírito Santo, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 13, 2006, p. 51-73.
- HALLEGATTE, S; GREEN,C; NICHOLLS, R J; MORLOT, J.C. Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, v. 3, n. 9, 2013. p. 802-806.
- HESP, P.A Foredune and blow-outs: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology*, v .48, 2002, p. 245-268.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria de Geociências, 2011. 173p.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). Climate Change: The physical science basis. Summary for Policymakers, Technical Summary and Frequently Asked Questions. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2013. 203p.
- JIMENEZ, J.A.; VALDEMORO, H.I.; BOSOM, E. et al. Impacts of sea-level rise-induced erosion on the Catalan coast. *Reg. Environ. Change*, v. 17, 2017, p. 593-603.
- JACKSON, D.W.T., COOPER, J.A.G. Geological control on beach form:accommodation space and contemporary dynamics. *Journal of Coastal Research*, v. 13, Special Issue 56, 2009, p. 69–72. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/257169664_Beach_Morphodynamics>. Acesso em fev. 2020.
- KELLER, E.A. *Environmental Geology*. Macmillan Publishing Company, 1992. 521 p.

KENNEDY, D.M.; MILKINS, J. The formation of beaches on shore platforms in microtidal environments. *Earth surface processes and landforms*, v. 40, n. 1, 2015, p. 34-46.

KLUMB-OLIVEIRA, L.A. Variabilidade Interanual do Clima de Ondas e Tempestades e seus Impactos sobre a Morfodinâmica de Praias do Litoral Sudeste do Estado do Rio de Janeiro. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2015.

KOMAR, P.D. Beach processes and sedimentation. New Jersey: Prentice Hall, 1976.

KOURSKY, V.E.; KAGANO, M.T.; CAVALCANTI, I.F. A review of the Southern Oscillation: oceanic-atmospheric circulation changes and related rain fall anomalies. *Tellus*, v. 36, n. 5, 1984, p. 490–504. doi: 10.1111/j.1600-0870.1984.tb00264.x

LINS-DE-BARROS, F. M. Risco, Vulnerabilidade Física à Erosão Costeira e Impactos Socioeconômicos na Orla Urbanizada do Município de Maricá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. Ano 6, n. 2, 2005, p. 83-90.

LOSADA, IJ, REGUERO, BG, MÉNDEZ, FJ, CASTANEDO, S, ABASCAL, AJ, AND MÍNGUEZ, R Long-term changes in sea-level components in Latin America and the Caribbean. *Global and Planetary Change*, 104:34-50. doi: 10.1016/j.gloplacha.2013.02.006. 2013.

LOWE, J.A; GREGORY J.M. The effects of climate change on storm surges around the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, jun. 2005. Disponível em <<http://doi.org/10.1098/rsta.2005.1570>>. Acesso em mai. 2020.

LUIJENDIJK, A.; HAGENAARS, G.; RANASINGHE, R.; BAART, F.; DONCHYTS, G.; AARNINKHOF, S. The State of the World's Beaches. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, 2018, p. 1-11.

MAIA, L.X . Tipologia local e perfil de equilíbrio das praias de Marataízes, ES. 2018. 77f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória, ES, 2018.

MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J. M.; ARCHANJO, J. D. Coastal quarternary formations of the southern part of the state of Espírito Santo. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 68, p. 389-404. 1996.

MENEZES, V.S. A artificialização da linha de costa do município de Marataízes (ES). 2017. 84 f. Monografia (Bacharelado em oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, ES, 2017.

MESQUITA, A.R. Variação do nível do mar de longo termo. Instituto de Estudos Avançados. Universidade de São Paulo. *Série Ciências Ambientais*, v. 20, 1994, p. 47-67.

MILLIMAN, J.D.; FARNSWORTH, K.L. River Discharge to the coastal ocean: a global synthesis. Cambridge University Press, 2013. 394p.

MORAES, A.C.R. Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil: elementos para uma geografia do litoral brasileiro. 2. ed. São Paulo: Annablume, 2007. 232 p.

MÖRNER, N.-A. Global Change and interaction of Earth rotation, ocean circulation and Paleoclimate. *An. Brazilian Acad. Sc.*, v. 68, Supl. 1, 1996, p. 77–94.

MUEHE, D. Critérios Morfodinâmicos para o Estabelecimento de Limites da Orla Costeira para fins de Gerenciamento. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 2, n. 1, 2001. p. 35-44.

MUEHE, D; CASTRO, L.B; ALBINO, J. Perfis de praia: deve o método das balizas de Emery ser abandonado?. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v.21. N.1, 2020.

MUEHE, D.; LINS-DE-BARROS, F.M.; BULHÕES, E.M.R.; KLUMB-OLIVEIRA, L.A.; PINTO, N.; SPERLE, M. Rio de Janeiro. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (ed.). Panorama da erosão costeira no Brasil. Brasília: MMA, 2018. p. 478–545.

MUEHE, M.; LINS-DE-BARROS, F.M.; OLIVEIRA, J.; KLUMB-OLIVEIRA, L.A. Pulsos erosivos e resposta morfodinâmica associada a eventos extremos na costa leste do estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, v. 16, n. 3, 2015. p. 369-386.

NEUMANN, B.; VAFEIDIS, A.T.; ZIMMERMANN, J.; NICHOLLS, R.J. Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding: A Global Assessment. *PLoS ONE*, v. 10, n. 6, 2015, p. e0118571.

PEREIRA, N.E. da S.; KLUMB-OLIVEIRA, L.A. Analysis of the influence of ENSO phenomena on wave climate on the central coastal zone of Rio de Janeiro (Brazil). *Revista de Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 15, n. 3, set. 2015, p. 353-370. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5894/rgci570>>. Acesso em dez. 2019.

RABINEAU, M.; BERNÉ, S.; OLIVET, J.L.; ASLANIAN, D.; JOSEPH, P. Paleo sea levels reconsidered from direct observation of paleoshoreline position during Glacial Maxima (for the last 500,000 yr). *Earth and Planetary Science Letters*, v. 252, 2006, p. 119–137.

RAMIERI, E. HARTLEY, A. BARBANTI, A. SANTOS, F. D. GOMES, A. HILDEN, M. LAIHONEN, P. MARINOVA, N.; SANTINI, M. Methods for assessing coastal vulnerability to climate change. European Topic Centre on Climate Change Impacts, Vulnerability and Adaptation, Bologna, Italy. 2011. (ETC CCA Technical Paper; 1/2011)

RANASINGHE, R; MCLOUGHLIN, R; SHORT, A; SYMONS, G. The Southern Oscillation Index, waveclimate, and beach rotation. *Marine Geology*, 204. p. 273-287. 2004.

RUDORFF, F. M.; BONETTI FILHO, J.; MORENO, D. A.; OLIVEIRA, C. A. F & MURARA, P. G. Maré de tempestade. In: Herrmann, M.L.P. Atlas de desastres naturais do Estado de Santa Catarina: período de 1980 a 2010. 2. Ed. Florianópolis, SC: IHGSC/Cadernos Geográficos, p. 151-154. Disponível em: <<http://www.labclima.ufsc.br/files/2010/04/Atlas-2010.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

SALLENGER, A. H. Storm impact scale for Barrier Island. *Journal of Coastal Research*, v. 16, 2000, p.890-895.

SANTOS Jr., O.F.; SCUDELARI, A.C.; COSTA, Y.D.; COSTA, C.M. Sea Cliff Retreat Mechanisms in Northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*, v. 64, 2011. p. 820-824. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/265266586_Sea_Cliff_Retreat_Mechanisms_in_Northeastern_Brazil>. Acesso em dez. 2019.

SANTOS, L. Classificação do litoral de Marataízes, Espírito Santo, quanto à vulnerabilidade erosiva. 2005. 143 f. Monografia (Bacharelado em oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, ES, 2005.

SHORT, A.D.; WRIGHT, L.D. Physical variability of sandy beaches. In: Sandy beaches as ecosystems. 1st International Symposium on Sandy Beaches. South Africa: McLachlan, A.; Erasmus, T. (eds.). *Developments in Hydrobiology*, v. 19, 1983, p. 133-144.

SUGUIO K, MARTIN L, BITTENCOURT ACSP, DOMINGUEZ JML, FLEXOR J-M AND AZEVEDO AEG. 1985. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. *Rev Bras Geoc* 15(4): 273-286.

TOLMAN, H. L. User Manual and System Documentation of WAVEWATCHIII: version 3.14. Camp Springs, Maryland: U. S. Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration. National Weather Service. National Centers for Environmental Prediction. 2009. (Technical Note)

YIN, J; GENTINE, P; ZHOU, S et al. Large increase in global storm runoff extremes driven by climate and anthropogenic changes. *Nature Communications*, v. 9, n. 1, 2018. 10p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/328430759_Large_increase_in_global_storm_runoff_extremes_driven_by_climate_and_anthropogenic_changes>. Acesso em dez. 2019.

Portos marítimos e os desafios para a sustentabilidade costeira

Francisco Arenhart da Veiga Lima¹

RESUMO

Observa-se nas últimas décadas uma crescente expansão do setor marítimo-portuário no Brasil, firmando-se como um setor estratégico no desenvolvimento socioeconômico do país. Por possuir feições físicas e geográficas que historicamente beneficiaram a instalação e o desenvolvimento de portos, a zona costeira experimenta, por outro lado, importantes pressões de cunho socioambiental. Com a intensificação das rotas de navegação de cabotagem e de longo curso, da estruturação de novos terminais e complexos portuários, que trazem consigo o incremento no volume e diversificação da tipologia de cargas, além da demanda por áreas litorâneas, há por consequência, aumento das pressões e riscos sobre a sustentabilidade costeira. Essas pressões são refletidas na ampliação de conflitos de uso e alterações ambientais, afetando não somente a qualidade e o funcionamento de ecossistemas marinho costeiros e sua provisão de bens e serviços essenciais para a sociedade, assim como para o próprio desenvolvimento e operação dos portos e demais atividades econômicas. A configuração desse cenário torna a governança do espaço costeiro cada vez mais complexa e urgente. Neste sentido, o manuscrito aborda a necessidade de planejamento e intervenções sob a perspectiva da Gestão Costeira Integrada, em conjunto do desenvolvimento de ações de diagnóstico integrado, avaliação ambiental estratégica, e a inclusão da atividade setorial na gestão e conservação dos sistemas marinho e costeiro. São analisados os usos portuários nos diferentes setores da zona costeira do Brasil, evidenciando e analisando os desafios e oportunidades associados à integração entre políticas públicas, instrumentos legais e de planejamento, voltados ao setor marítimo-portuário e ao gerenciamento costeiro. Essa análise visa contribuir para o aprofundamento da discussão sobre o modelo tendencial da expansão da atividade portuária e suas implicações na sustentabilidade do litoral brasileiro, no âmbito da Gestão Costeira Integrada e do uso racional dos recursos naturais.

Palavras-chave: porto, gestão ambiental, gerenciamento costeiro, políticas públicas, análise ambiental.

¹ Doutor em Geografia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), com estágio de Doutorado Sanduíche na University of Hawaii (EUA). Mestre em Gestão Costeira pela Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (Espanha). Bacharel em Geografia também pela UFSC. Atuou na elaboração do Plano Nacional de Logística Portuária (PNLP) e Masters Plans, sob tutela da Secretaria Nacional de Portos. Foi coordenador de campo na obra de dragagem de aprofundamento do Porto de Imbituba/SC. Possui experiência na elaboração de Planos de Gestão Costeira (Estado do Espírito Santo e município de Anchieta/ES), no desenvolvimento do Plano Diretor Participativo de Florianópolis/SC e na criação do Programa Brasileiro de Reservas de Surf (PBRs). Atualmente, é professor convidado na University Studies Abroad Consortium (USAC) e desenvolve pesquisa de pós-doutorado no Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da UFSC. Membro do Laboratório de Gestão Costeira Integrada (LAGECI/ UFSC) e consultor em projetos ambientais. E-mail: franciscoveigalima@gmail.com.

ABSTRACT

The seaport and maritime sector have been growing in the last decades in Brazil, and it has established as a strategic activity for socioeconomic development. The coastline geographical features have historically benefited the seaports installation, but on the other hand, the port activity works as a significant driver of pressure for the social and environmental components. Through the cabotage and long navigation routes increasing, in addition to new harbors and port complex dynamization, with brings cargos handling growth, besides the demand for coastal green field areas, there are an increasing of risks and threatens to coastal environment sustainability. Negative environmental impacts and conflicts promoted by seaports degrade the coastal and marine ecosystem quality and functioning, diminishing its capacity to provide ecosystem services and essential goods to society, as well as for economic activities and the port sector itself. The scenario set up becomes coastal governance even more complex and urgent to be applied. The research approaches the current demand for strategies and goals under an Integrated Coastal Management perspective, associated with integrated diagnostics development, strategic environmental assessment, and the inclusion of seaports planning in the context of marine and coastal management, as well. There were analyzed different port activities in the whole sector of the Brazilian coastal zone, focusing on the challenges and opportunities of linkage and integration between policy, normative, management and planning tools related to seaports and coastal environment. Thus, the reflection made in this book chapter aimed to contribute to a high-level discussion of ports expansion trends and its implications on coastal sustainability, in the scope of Integrated Coastal Zone Management and natural resources management and policy.

Keywords: Integrated Coastal Zone Management, seaports, environmental management.

1. INTRODUÇÃO

A atividade portuária e a navegação marítima constituem uma das principais engrenagens da economia globalizada, interligando toda a cadeia logística do comércio internacional (Puig *et al.*, 2015; Saz-Salazar *et al.*, 2013). O setor é responsável por aproximadamente 90% de todo o volume de cargas movimentadas no mercado internacional, o que corresponde a aproximadamente 10,7 bilhões de toneladas (2017), movimentadas por 1,8 milhões de embarcações, que compõem a frota mercante global (UNCTAD, 2018).

Devido à sua dependência direta sobre costas e mares, seu desenvolvimento impulsiona a tendência mundial de metropolização das zonas costeiras. Das 23 maiores cidades do mundo (>10 milhões de habitantes), 17 delas localizam-se na zona costeira, sendo 14 portuárias (UN-HABITAT, 2012). Esses fatos denotam o destaque do setor no âmbito do desenvolvimento territorial das regiões litorâneas (Kitzmann *et al.*, 2014), bem como acentua o desafio em compatibilizar o contínuo e intenso processo de desenvolvimento e ocupação do solo com a conservação e uso racional dos recursos naturais (Polette e Asmus, 2015).

Historicamente, o setor portuário atua como um dos mais importantes vetores de alteração do espaço litorâneo (Nebot *et al.*, 2017; Cunha *et al.*, 2006), sendo responsável pela degradação de importantes ecossistemas marinho-costeiros, que, por sua vez, proveem uma gama de benefícios à sociedade. No entanto, tradicionalmente, os portos foram pouco implicados em iniciativas de planejamento em macroescala, sobretudo no processo de pensar conjuntamente a zona costeira. Assim, o conjunto de efeitos socioambientais reflete diretamente na qualidade das regiões portuárias ao redor do mundo e também às debilidades correspondentes à gestão ambiental e costeira (Puig *et al.*, *op. cit.*; Saz-Salazar *et al.*, *op. cit.*).

Com o estabelecimento de um cenário econômico cada vez mais competitivo e com o aumento da demanda por parte da sociedade e do mercado, mesmo que a passos lentos, por estratégias de sustentabilidade, torna-se clara a necessidade de implementação de iniciativas de gestão ambiental integrada sobre os espaços costeiros e marinhos, que incluam as diferentes atividades setoriais (Muñoz, 2014; Lloyda *et al.*, 2013).

Nesse sentido, assim como os demais modais de transporte e a indústria, que já vem incorporando a questão ambiental em seus processos produtivos há mais tempo, os portos devem desenvolver e incorporar estratégias de boas práticas, de modo a reduzir e mitigar os impactos advindos de seu funcionamento, criando inclusive novas oportunidades nos negócios. Essas estratégias se orientam a partir do pleno atendimento da legislação ambiental e dos requisitos nacionais e internacionais, por meio de uma adequada Gestão Ambiental Portuária (GAP) (SEP, 2015).

No Brasil, ao considerar que as instalações portuárias estão majoritariamente associadas a uma forte concentração urbana e industrial (IPEA, 2009), o cenário torna-se ainda mais complexo e conflitante. Transformações territoriais em larga escala e degradação ambiental são alguns dos aspectos relacionados ao desenvolvimento e expansão de núcleos portuários e que incidem tanto dentro, como fora de suas áreas legalmente instituídas (Darbra *et al.*, 2009; Cunha *et al.*, 2006).

Assim, esse manuscrito objetiva identificar e apresentar, a partir de exemplos práticos no litoral brasileiro, as principais transformações e conflitos socioambientais originados pelos portos marítimos, traçando também um paralelo sobre a estrutura legal e de planejamento sobre o setor, além dos desafios da integração entre os instrumentos de gestão das zonas costeiras, com o processo de expansão do setor portuário no Brasil. Para isso, considera-se a necessidade de compreender a importância do setor para o desenvolvimento nacional, o panorama de investimentos na área e a estrutura de gestão existente.

2. O CENÁRIO PORTUÁRIO BRASILEIRO

Os portos modernos constituem sistemas multidimensionais que combinam funções econômicas, sistemas de logística complexa, espacialização geográfica e comercial (Hlali e Hammami, 2017). Do ponto de vista geográfico, se diferenciam os portos de águas interiores dos portos marítimos, os quais possuem acesso por mares e oceanos, sendo estes últimos, objeto de análise desse manuscrito.

Pelo viés administrativo, de acordo com o regime de Exploração do Setor Portuário Nacional – Art. 1º da Lei Nº 12.815, de 2013 (BRASIL, 2013b), os portos no Brasil são divididos em dois grupos: os Portos Públicos – de domínio da União ou concedidos às administrações regionais, municipais ou consórcios públicos; e as Instalações Portuárias Privadas – dos quais se destacam para o estudo, os Terminais de Uso Privado (TUP). Já as rotas de navegação podem ocorrer de longo curso (entre nações) e de cabotagem, que se refere a navegação sem perder a costa de vista. A distribuição total dos portos está fortemente associada ao litoral (Figuras 1 a 4).

Para os 37 portos públicos, 32 estão localizados na zona costeira, enquanto que para os TUP, esse número é de 89, de um total de 144 existentes no país (MTPA, 2017). Esse conjunto de dados representa uma distribuição não homogênea, de um total de 121 instalações portuárias distribuídas ao longo dos 8.698 km do litoral brasileiro (MMA, 2008). Logo, a concentração de cargas segue a mesma tendência, considerando que os 10 portos públicos de maior representatividade de movimentação (por volume) estão localizados ao longo do litoral, tendo como exemplo, o Porto de Santos (SP), maior porto da América Latina.

Com a crescente dinamização da atividade e concentração de serviços e indústrias nas regiões portuárias, muitas delas vem se tornando verdadeiros complexos portuários, inseridos numa mesma unidade geográfica. Como nos casos da Baía de Guanabara (RJ) e da Baía de Paranaguá (PR), os complexos portuários são formados pela presença de um ou mais portos públicos e terminais privados, além de instalações de apoio à navegação, estaleiros para manutenção das embarcações, entre outros serviços.

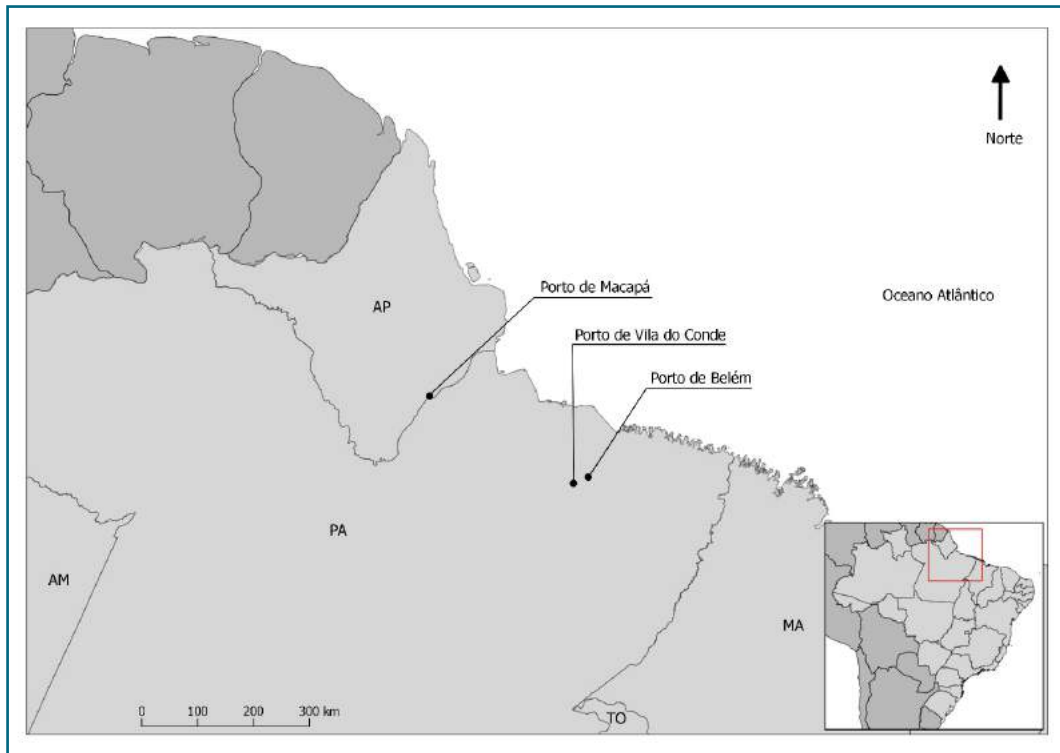


Figura 1. Localização dos portos públicos organizados da região Norte do Brasil. Elaboração própria.

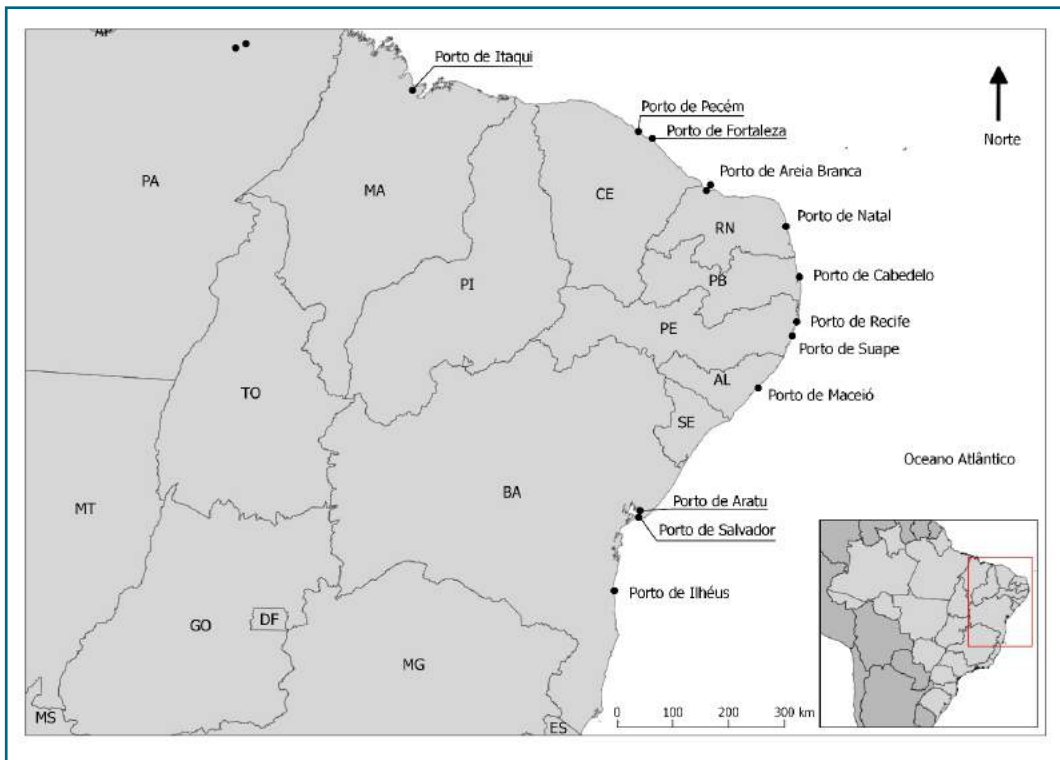


Figura 2. Localização dos portos públicos organizados da região Nordeste do Brasil. Elaboração própria.

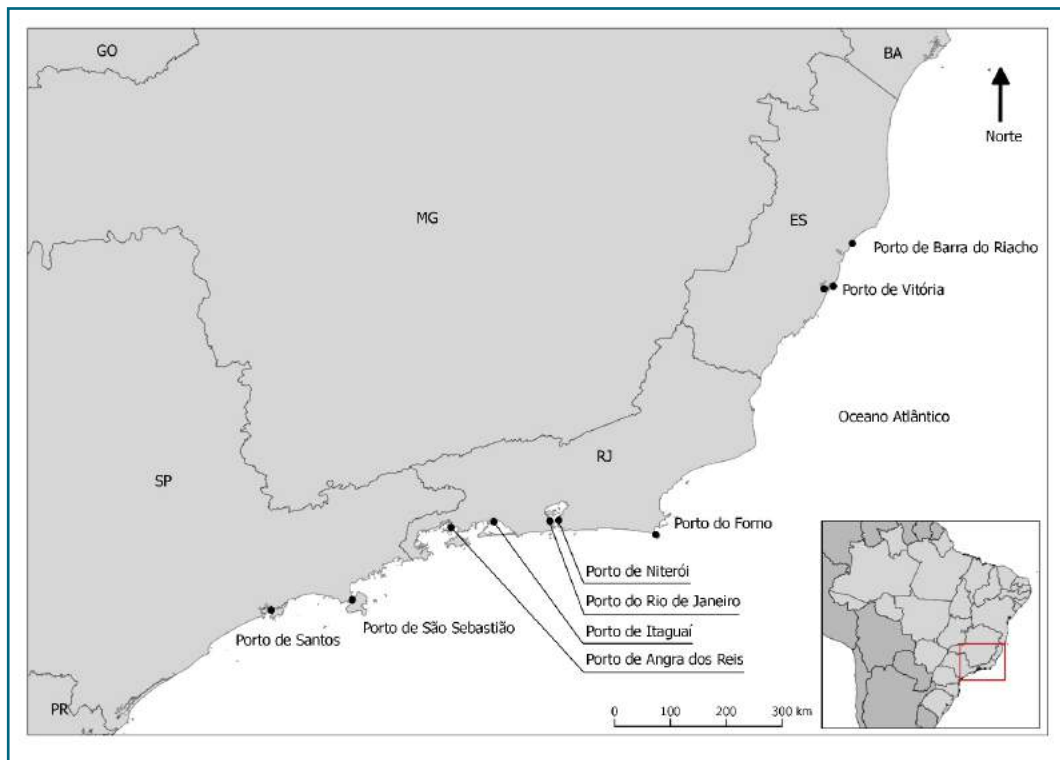


Figura 3. Localização dos portos públicos organizados da região Sudeste do Brasil. Elaboração própria.

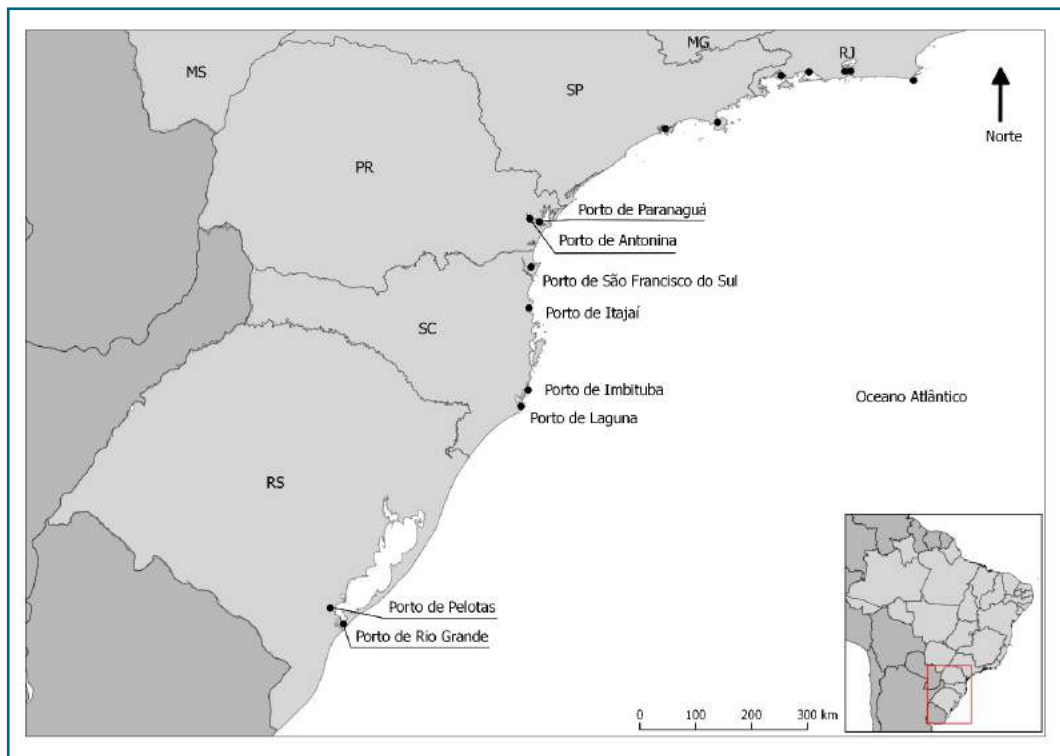


Figura 4. Localização dos portos públicos organizados da região Sul do Brasil. Elaboração própria.

2.1 RELEVÂNCIA SOCIOECONÔMICA E PANORAMA DE INVESTIMENTOS

Em um país de dimensões continentais como o Brasil, o setor marítimo portuário se estabelece como fator estratégico para o desenvolvimento econômico e social, influenciando desde a região costeira e sua composição na cadeia logística, até a localidade onde estão inseridos, formando uma estreita relação entre “porto x cidade” (Porto e Teixeira, 2002; Monié e Vidal, 2006). Contudo, esse desenvolvimento não vem ocorrendo de maneira linear no país, pois é associado aos ciclos econômicos de investimento em infraestrutura (Oliveira *et al.*, 2013).

A “Lei de Modernização dos Portos” – Lei Federal Nº 8.630/1993 (BRASIL, 1993), fez com que o País voltasse a investir em políticas públicas, na tentativa de solucionar os gargalos, a baixa produtividade e a burocracia governamental (Koehler e Asmus, 2010). Mais recentemente, a nova “Lei dos Portos” – Lei Federal Nº 12.815/2013 (BRASIL, 2013b) consolidou-se como novo marco regulatório, adicionando um estímulo ao setor, impulsionado pelo lançamento do segundo Programa Nacional de Dragagem Portuária e Hidroviária – PND, que visa reduzir as limitações aos acessos marítimos dos portos.

Segundo dados do Plano Nacional de Logística Portuária – PNLP (SEP, 2015), durante a última década, até meados de 2015, o Governo Federal concentrou todos os investimentos relacionados à expansão da infraestrutura e obras de dragagem e derrocagem, para os portos marítimos. Um total de oito portos concluíram obras de expansão de terminais, retroárea, molhes, berços de atracação, enquanto 15 realizaram a adequabilidade da profundidade dos acessos aquaviários em relação aos calados dos navios, somados a outros 10 projetos licitados, ao longo das quatro regiões costeiras do país, inseridos no Plano de Aceleração do Crescimento – PAC (SEP, 2015).

Esse esforço é representado no alcance da expressiva marca de 1.119.770.077 toneladas movimentadas em 2018, um recorde para o setor, o que representa o crescimento de 2,9% em relação a 2017. Desse montante total, os portos públicos foram responsáveis pela movimentação de 34% e os TUP, de 66% das cargas (ANTAQ, 2019). Da parcela movimentada pelos portos públicos, 79% teve origem em apenas sete portos marítimos: Santos (SP), Itaguaí (RJ), Paranaguá (PR), Rio Grande (RS), Vila do Conde e Itaquí (MA) e São Francisco do Sul (SC). Esse cenário é corroborado pela análise da evolução dos 10 portos públicos de maior movimentação, entre os anos de 2010 e 2017, com sua totalidade localizada em municípios litorâneos e representados por todos setores costeiros do Brasil (Figura 5).

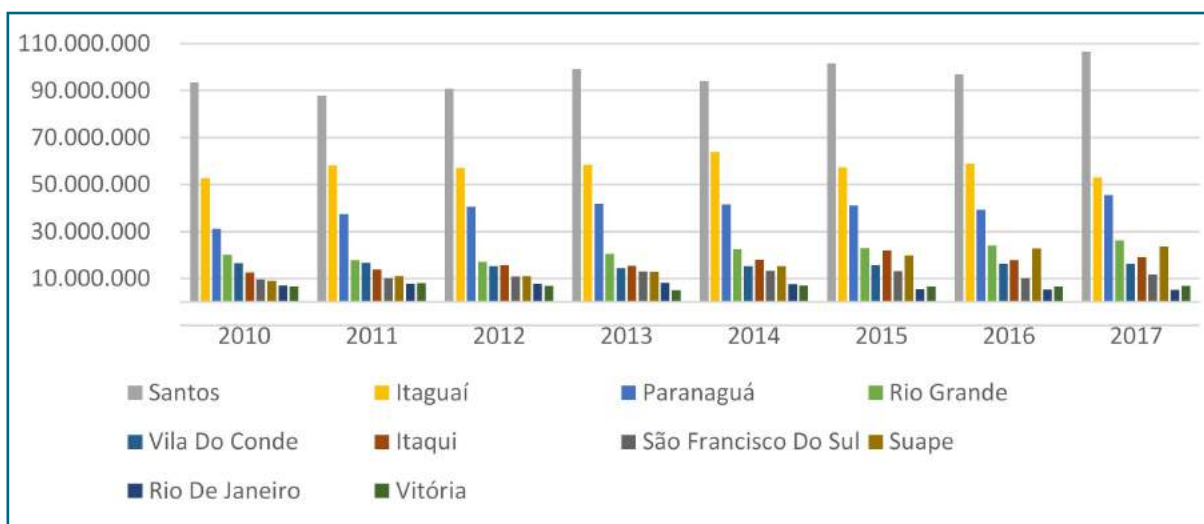


Figura 5. Evolução dos 10 portos públicos de maior movimentação (em 106 ton.) – 2010-2017.

Fonte: Veiga Lima (2018), a partir de dados de ANTAQ (2019).

Sobre a natureza das cargas, o granel sólido (mi-neral e vegetal) consolida-se como a principal carga movimentada (Figura 6), sobretudo como commodities de exportação, impulsionada pelo minério de ferro e soja, se-guido do granel líquido (combustíveis), contêiner e carga geral (ANTAQ, 2019).

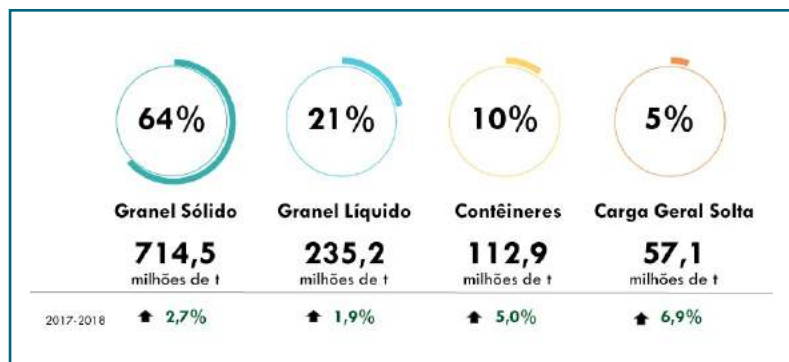


Figura 6. Perfil de carga 2017-2018. Fonte: ANTAQ (2019).

Assim, esse panorama se traduz em uma gama de oportunidades econômicas para o País, regiões e municípios portuários, mas representa também uma série de conflitos e ameaças reais às populações locais e aos ecossistemas costeiros e marinhos, o que reflete diretamente à qualidade socioambiental das regiões portuárias e debilidades correspondentes a gestão (Puig *et al.*, 2015; Saz-Salazar *et al.*, 2013).

3. A PROBLEMÁTICA SOCIOAMBIENTAL ASSOCIADA AO SETOR PORTUÁRIO

Devido às relações socioculturais que se dão no seu entorno e à sua característica transformadora sobre os ambientes naturais, os portos marítimos são responsáveis pela origem de uma extensa lista de efeitos ambientais adversos. Esses, por sua vez, variam em escala, duração e intensidade. De modo geral, conforme indicam manuais internacionais de boas práticas de gestão ambiental voltados ao setor, os efeitos no meio ambiente são múltiplos e inter-relacionados (Saz-Salazar *et al.*, 2013; ESPO, 2012; GLMRI, 2009; IMO, 1981; AAPA, 1998).

Aspectos como a tipologia de carga operada, a infraestrutura construída, a localização geográfica, as fragilidades dos sistemas ambientais do entorno, assim como as diferentes fases do empreendimento (em implementação, operação ou expansão) são fundamentais para compreender e minimizar a interação entre porto e meio ambiente (ESPO, 2012). Essas características tornam o setor portuário responsável pela origem e ocorrência de conflitos de uso e ocupação territorial, de apropriação de recursos naturais, de ordem social ou ainda de usos múltiplos (Vieira *et al.*, 2005).

Por outro lado, com o estabelecimento de um cenário econômico cada vez mais competitivo e com a tendência do aumento da consciência e demanda por parte da sociedade por estratégias de sustentabilidade (mesmo que ocorrendo a passos lentos), torna-se clara a necessidade de implementação de iniciativas de gestão ambiental integrada sobre os espaços costeiros e marinhos, que incluam as diferentes atividades (Muñoz, 2014; Lloyda *et al.*, 2013). Corroborando para a manutenção deste cenário de conflitos e degradação ambiental, o fato que tradicionalmente, o setor portuário foi pouco implicado em iniciativas de planejamento macro, sobretudo no processo de pensar conjuntamente a zona costeira (Nebot *et al.*, 2017; Cunha *et al.*, 2006).

3.1 DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA E AMBIENTAL

Por questões de abrigo, segurança e acessibilidade, as instalações portuárias tendem a se localizar em áreas protegidas, áreas de grandes ondulações e demais eventos meteorológicos e oceanográficos. Em análise realizada para os portos públicos (Veiga Lima, 2018), quase a sua totalidade (30 de 32 portos) está localizada em ambientes protegidos ou semi-protégidos, como baías e enseadas (09), estuários (15) e desembocaduras de rios (06), sendo que apenas 02 portos estão instalados em ambientes offshore (Figura 7). Desse total, 14 portos marítimos demandam obras de engenharia costeira para viabilizar suas operações, a partir da construção de molhes e plataformas de acesso, especialmente os portos *offshore* e aqueles localizados em áreas semi-protégidas, como desembocaduras de rios e enseadas.

Com o conhecimento da sua distribuição é possível inferir quais são os principais sistemas socioambientais afetados (ou com riscos potenciais) pela operação e expansão portuária. Baías, estuários, rios e enseadas concentram sensíveis e importantes ecossistemas, como manguezais e marismas, além de arrecifes de corais, praias, dunas e vegetações ciliares ou de restinga.

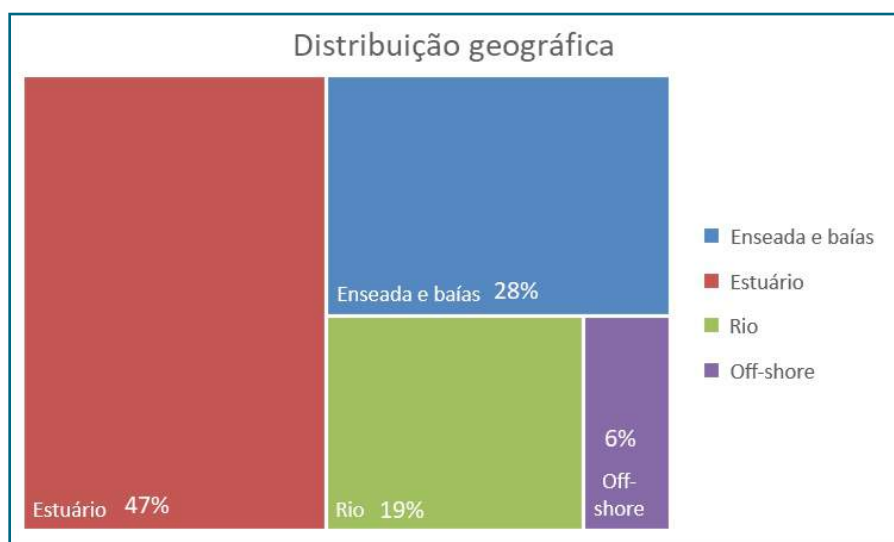


Figura 7. Distribuição geográfica dos portos públicos do Brasil.

Fonte: Veiga Lima (2018).

Portos em Baías e Enseadas

As regiões costeiras de baías e enseadas são geralmente de intensa urbanização e/ou industrialização, a exemplo da Baía de Sepetiba (RJ), que possui, além do porto público de Itaguaí (que movimenta carga geral), outros dois TUP: Terminal Ilha Grande (TEBIG) e Terminal Ilha Guaíba (TIG), que movimentam combustíveis e minério de ferro. Em associação às indústrias na área retroportuária, os portos representam o mais importante tensor sobre os ecossistemas e comunidades da região. Sendo ambientes semi-fechados, com circulação restrita das águas, poluentes tendem a concentrar-se, tornando acidentes, tais como o derramamento de substâncias tóxicas, potencialmente impactantes para a fauna e flora local (Porto e Teixeira, 2002).

Portos em sistemas estuarinos

Com seus sistemas de manguezais e marismas, os estuários estão entre os sistemas ambientais de maior sensibilidade e significância ecológica, constituindo verdadeiros “berçários” naturais. Ao mesmo tempo, são ambientes intensamente urbanizados (INCT, 2017). Dos 10 principais portos do Brasil, oito estão inseridos em importantes estuários ao longo da zona costeira, como os portos de Santos (SP), Rio Grande (RS) e São Francisco do Sul (SC).

Devido à sua baixa hidrodinâmica, com menor fluxo e velocidade das águas, a ocorrência de derramamentos de óleos e combustíveis; e a disposição inadequada de sedimentos dragados contaminados, apresentam prejuízos ambientais de maior relevância, como a acumulação de poluentes e metais pesados. Tal cenário pode ser observado historicamente nos núcleos portuários citados acima (em associação com demais TUPs próximos), os quais apresentam problemas relacionados à qualidade de água, a sedimentos contaminados e a acidentes envolvendo navios e barças.

Portos offshore

Tal localização, em mar aberto ou na face costeira, está exposta a altas energias de ondas e tem como peculiaridade a demanda obrigatória por obras complexas de engenharia costeira para viabilizar a sua operação. A título de exemplo, tem-se o terminal salineiro de Areia Branca (RN), que fica localizado a aproximadamente 26 km da costa; e o Terminal Portuário de Pecém (CE), no qual, apesar de estar situado na faixa litorânea, sua plataforma se estende até 1,8 km da linha de costa. Geralmente, a construção de uma estrutura rígida vem associada em pares, como a construção de enrocamentos, molhes de proteção e plataforma de acesso aos berços de atracação. A presença dessas infraestruturas tem efeito em diversos aspectos físico-naturais e sociais, a exemplo da alteração abrupta da paisagem litorânea; além dos efeitos na linha de costa e na deriva litorânea, desencadeando processos erosivos ou de acréscimo sedimentar. Outro aspecto está relacionado ao sombreamento ou supressão da flora aquática, pela inserção de plataformas ou píeres, por aterro hidráulico ou sob estacas (Figura 8).



Figura 8. Efeitos visuais e alterações na geomorfologia costeira, através da construção de estruturas rígidas de proteção e plataforma de acesso no Terminal Portuário *offshore* de Pecém (CE).

Fonte: Ceará Portos (s/d).

3.2 CONFLITOS E IMPACTOS

A estruturação e distribuição geográfica dos portos e terminais originam e fomentam uma gama de aspectos socioambientais, causadores de impactos e transformações nas características ecológicas de ecossistemas chaves da zona costeira. Esses fatores levam à formação de um cenário de conflitos, seja por uso e ocupação territorial, de apropriação de recursos naturais, de ordem social ou ainda de usos múltiplos (Vieira *et al.*, 2005). Dentre os principais impactos e conflitos, podem ser citados: contaminação das águas e sedimentos costeiros; lixo no mar; contaminação atmosférica e mudanças climáticas; degradação e supressão de ecossistemas costeiros e marinhos; conflitos de uso e de apropriação de recursos naturais; e conflitos de sobreposição com áreas protegidas.

Contaminação das águas e sedimentos costeiros

Considerando a interação direta e contínua das embarcações e instalações portuárias, assume-se que as águas costeiras e marinhas são os principais ambientes impactados pelos portos. Isso se reflete na extensa lista de programas ambientais demandados pelas agências de regulação e fiscalização para as Autoridades Portuárias, com fins à prevenção, ao controle e ao monitoramento das águas, bem como para combater a má disposição dos resíduos sólidos e do material de dragagem (Figura 9). Localmente, pode ocorrer a contaminação das águas costeiras e a disposição de material dragado em áreas ambientalmente sensíveis (ESPO, 2012; AAPA, 1998). Essa prática pode agravar os impactos, pois, a partir do revolvimento de sedimentos podendo conter alto potencial de metais pesados, afetam-se as redes tróficas aquáticas e a biodiversidade local, a pesca artesanal e o turismo náutico e de praia e sol.



Figura 9. Material em suspensão durante a dragagem de aprofundamento do Porto de Imbituba (SC). Fonte: Veiga Lima (2018).

Esse cenário torna-se mais delicado ao considerar que aproximadamente 60% dos portos públicos estão situados em ambientes de baixa circulação hidrodinâmica, tais como os estuários e os embaixamentos. A gestão deficitária sobre os efluentes líquidos – tanto aqueles gerados pelos portos, quanto pela poluição difusa de áreas urbanas; associado à falta de integração de Planos de Emergência Individual (PEI) para o controle de derramamentos ou acidentes com óleos e combustíveis, bem como a disposição de sedimentos contaminados de dragagens; tem seus efeitos negativos potencializados nestes ambientes de características de menor circulação hidrodinâmica, gerando impactos sinérgicos.

Adicionalmente, tem-se o potencial impacto ambiental ocasionado por acidentes com o derramamento e explosões de cargas tóxicas, podendo se estender desde zonas portuárias, a regiões mais extensas, como o ocorrido recentemente na costa nordeste do Brasil, até mesmo transfronteiriças, ao serem carreados pelas correntes marinhas (Soares, *et al.* 2020, Porto e Teixeira, 2002; CIRM, 1998).

Lixo no mar

O lixo no mar constitui hoje uma das principais ameaças à biodiversidade e à qualidade de costas e oceanos ao redor do globo. Tornou-se alvo de forte combate por instituições e organismos internacionais e nacionais, bem como pelos agentes reguladores. Contudo, autoridades portuárias e operadores de terminais privados apresentam entraves para o alcance da conformidade desse aspecto (Gobbi *et al.*, 2017). Segundo dados do Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA), aproximadamente 25% dos resíduos lançados ao mar tem origem em atividades desenvolvidas no oceano (outros 75%, associados à atividades terrestres), especialmente por meio da navegação, portos e terminais de apoio à exploração de petróleo e gás, bem como provindos de resíduos da pesca industrial (MMA, 2017).

Soma-se a essa problemática, a contaminação dos oceanos por microplásticos, derivada principalmente de partículas microscópicas denominadas “pellets” (< 5 mm de diâmetro), de diferentes materiais sintéticos poliméricos, que apresentam riscos físicos e químicos para os organismos na base da cadeia alimentar. Esses resíduos atingem mares e costas por meio do descarte inadequado e também por meio da perda acidental durante o seu transporte, estando comumente presentes próximo aos portos e demais complexos industriais (Olivatto *et al.*, 2018).

Contaminação atmosférica e mudanças climáticas

No contexto das mudanças climáticas, os portos e a navegação marítima possuem papel central, pelo excessivo uso e queima de óleos e combustíveis de alto teor de CO₂ e SO_x, geradores de gases do efeito estufa (Viana *et al.*, 2014). A geração de poluentes atmosféricos e particulados em suspensão afeta diretamente a qualidade do ar na zona portuária e adjacências, podendo originar diversos problemas de saúde para os trabalhadores portuários e a comunidade local. Tem-se como exemplo, o Porto de Imbituba (SC), que vem aplicando medidas de gestão ambiental específicas para diminuição da dispersão atmosférica, proveniente da movimentação de coque de petróleo, que historicamente, afetava a comunidade do entorno portuário.

Outro aspecto negativo relacionado com a queima massiva de poluentes é o seu efeito sobre a acidificação dos oceanos, que vem afetando sistemas de corais e toda a cadeia trófica associada. As modificações na precipitação regional, o aquecimento das águas marinhas e o consequente aumento do nível médio do mar (NMM), bem como o aumento da intensidade de fenômenos naturais – inundações, ressacas e furacões (INCT, 2017), compõem impactos indiretos no setor marítimo portuário sobre as zonas costeiras.

Nesse sentido, o setor portuário torna-se tanto o causador de impactos sobre o ambiente, quanto o alvo dos efeitos oceanográficos e atmosféricos. As infraestruturas portuárias e a frota naval ficam suscetíveis aos riscos associados ao aumento do NMM e da frequência de eventos extremos, os quais desencadeiam processos erosivos e/ou de assoreamento de rotas aquaviárias, assim como inundações sob as infraestruturas marítimas. Tais efeitos trazem significativos prejuízos econômicos, tanto estruturais quanto logísticos. Em estudos realizados para a Conferência do Oceano das Nações Unidas (*The Ocean Conference*) (UN, 2017), o custo associado ao aumento do NMM e aos danos sobre as estruturas portuárias são estimados em US\$ 111,6 bilhões até 2050 e US\$ 367,2 bilhões até o final do século.

No Brasil, toma-se como exemplo o ocorrido no Porto de Itajaí (SC), no ano de 2008 (Figura 10), quando após chuvas extremas na bacia do Rio Itajaí-Açu foi desencadeada a ocorrência de inundações e processos erosivos nos berços de atracação, o que causou graves avarias à macroestrutura portuária, bem como a interrupção das operações por um longo período de tempo. Os prejuízos foram orçados em mais de 300 milhões de reais (PORTO DE ITAJAÍ, 2008).



Figura 10. Danos sobre os berços de atracação do Porto de Itajaí (SC), após os efeitos de inundação no Rio Itajaí-Açu em 2008. Fonte: PORTO DE ITAJAÍ (2008).

Degradação e supressão de ecossistemas costeiros e marinhos

A construção ou expansão de um porto requer, de maneira *sine qua non*, a utilização de espaços territoriais ou aquáticos para as novas infraestruturas, ou para o acesso e o aprofundamento de canais. Os serviços de limpeza e terraplanagem, a construção de aterros hidráulicos ou a operação de dragagens e derrocagens ocasionam a degradação parcial ou supressão total de ecossistemas importantes, tais como mangues, marismas, costões rochosos, praias, dunas e falésias, arrecifes de corais ou pradarias marinhas.

No caso do Porto de Suape (PE) (Figura 11), a obra de instalação provocou tanto a supressão de remanescentes de floresta e manguezal, como o represamento de rios e canais, o aterramento de ambientes aquáticos e a supressão/derrocagem de arrecifes de arenito e coral (Braga *et al.*, 1989). Em benefício do desenvolvimento dos portos localizados no litoral de Pernambuco, Suape e Recife, além da visível mudança da paisagem, os processos e funções ecológicas no estuário foram alterados, resultando na diminuição da comunidade fitoplanctônica, o que potencialmente desencadeou a ocorrência de altos índices de ataques de tubarão nos municípios vizinhos (Neumann *et al.*, 1998).



Figura 11. Infraestrutura do Porto de Suape (PE), sobre os ecossistemas da foz do Rio Ipojuca e barreiras de coral. Fonte: Gustavo Penteadó (s/d).

Outro aspecto de significância negativa sobre os ecossistemas costeiros e marinho se refere aos efeitos da água de lastro e da bioincrustação dos navios, que trazem consigo inúmeros micro-organismos e espécies invasoras, de diferentes regiões do mundo, com alto potencial de dispersão (Endresen *et al.*, 2004). Além dos conhecidos impactos sobre a fauna e flora aquáticas locais, como a dispersão do Coral-sol (*Tubastraea* sp.) sobre o litoral brasileiro, tem-se inúmeros impactos socio-econômicos, com prejuízos milionários, tanto para a indústria portuária, como para a pesca e até mesmo na produção de energia hidrelétrica (MMA, 2018).

Conflitos de uso e de apropriação de recursos naturais

A supressão de ecossistemas litorâneos muitas vezes vem acompanhada da retirada ou realocação de comunidades ribeirinhas e/ou tradicionais, como pescadores artesanais. Nesse processo verticalizado de tomada de decisão, geralmente o Governo e as autoridades portuárias se impõem sobre aquelas comunidades, desconsiderando a relação cultural e de subsistência das mesmas com a região onde estão inseridas. Em muitos casos, tais comunidades e assentamentos subnormais estão localizados, inclusive, dentro da poligonal de portos organizados, instituída pelo poder público. Esses fatos remetem a um claro cenário de vulnerabilidade social, fruto de falhas nos processos de zoneamento dos portos e do planejamento e discussão territorial dos municípios. Processos similares ocorrem nos portos de Santana (AP), São Sebastião (SP), Paranaguá (PR), São Francisco do Sul (SC) e Rio Grande (RS).

Conflitos entre a operação portuária e o patrimônio histórico e cultural também são constatados no Porto de Cabedelo (PB), devido à sua proximidade com a edificação da Fortaleza de Santa Catarina do Cabedelo, fazendo da movimentação de produtos inflamáveis, um risco potencial à segurança do patrimônio cultural e de seus visitantes.

As rotas de navegação constituem outra problemática que afeta e conflita com a pesca tradicional e o turismo local. O traslado de grandes embarcações, como por exemplo ocorre na região de Angra dos Reis (RJ) – Porto de Angra dos Reis e TEBIG, geram ondas e riscos de colisão com embarcações de menor tamanho, tais como barcos de pesca, canoas e embarcações de lazer (como lanchas e veleiros). A definição de rotas e a sinalização das mesmas se torna fator fundamental para a gestão, sobretudo para ambientes protegidos e semi-protegidos, como baías e estuários.

Conflitos de sobreposição com áreas protegidas

Por último, cabe destacar os múltiplos conflitos relacionados à sobreposição de áreas de atuação e influência dos portos com Unidades de Conservação (UCs) e suas áreas de amortecimento. Devido à proximidade dos portos com ambientes naturais de alta sensibilidade ecológica como, por exemplo, a Estação Ecológica de Tamoios, no sul do estado do Rio de Janeiro, os efeitos sobre a fauna aquática e as populações humanas tornam-se contundentes e recorrentes. Distúrbios ou acidentes com a macrofauna marinha estão comumente relacionados ao incremento do tráfego de embarcações, que, por sua vez, aumentam as chances de abalroamentos com indivíduos, bem como o afugentamento de espécies, por emissões sonoras e vibrações submarinas, sobretudo por dragagens e explosões de lajes submersas.



Figura 12. Avistamento de indivíduo de Baleia Franca, no interior da poligonal do Porto Organizado de Imbituba (SC). Fonte: Veiga Lima (2018).

O Porto de Imbituba (SC), por estar circundado pela UC de Uso Sustentável, denominada Área de Proteção Ambiental (APA) da Baleia Franca (BRASIL, 2000), durante a temporada de migração da baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*), agosto a novembro, frequentemente é obrigado a paralisar a atracação de navios nos berços, pela presença de indivíduos na zona portuária (Figura 12). Casos similares são frequentes também no Porto de São Francisco do Sul (SC), pela presença do boto-cinza (*Sotalia guianensis*), da Toninha (*Pontoporia blainvilley*) e do Mero (*Epinephelus itajara*), espécies em estado de vulnerabilidade e criticamente ameaçadas de extinção (ICMBio, 2016), que demandam ações de gestão ambiental específicas, de modo a atenuar os distúrbios potenciais e efetivos.

Assim, frente ao processo de dinamização e expansão do setor marítimo-portuário e à intensificação da degradação dos recursos naturais costeiros, se torna evidente a necessidade da realização de ações e medidas de gestão específicas, elaboradas em concordância com o gerenciamento costeiro e ambiental, direcionadas aos respectivos núcleos portuários, de forma a compatibilizar o desenvolvimento portuário, com a conservação de ambientes costeiro marinhos e o usufruto por comunidades locais, minimizando conflitos e mitigando impactos socioambientais.

4. A ESTRUTURA DO GERENCIAMENTO AMBIENTAL DE PORTOS E DA ZONA COSTEIRA

A base jurídica sustenta o modelo regulador das atividades humanas na zona costeira. A existência de leis específicas e instrumentos para a gestão das zonas costeiras e das atividades que nela se desenvolvem formam a base para a sustentabilidade e o bem-estar humano (Muñoz, 2014). O Brasil possui um grande leque de instituições envolvidas com a área ambiental sobre o setor portuário (Quadro 1), além de dispositivos, normas e instrumentos, que visam o desenvolvimento sustentável e a construção de uma agenda de gestão ambiental para a zona costeira e o setor portuário.

O entendimento sobre a disposição da estrutura vigente permite correlacionar o papel de cada instituição envolvida, as políticas públicas, marcos legais e os instrumentos de gestão ambiental portuária; assim como a percepção das oportunidades para discussão de um modelo de enfrentamento dos desafios e impactos que a atividade portuária traz sobre as zonas costeiras.

O gerenciamento ambiental da zona costeira e dos portos passa pela coordenação do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e do Ministério dos Transportes, Portos e Aviação Civil (MTPA), que atuam na construção de políticas e diretrizes, executadas por demais agências e seus respectivos programas, de forma a cumprir e atender os dispositivos legais nacionais, assim como os acordos internacionais sobre os temas (Figura 13).

Para a zona costeira, em escala macro, o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), instituído pela Lei Nº 7.661/1988, é a política pública que visa a orientar e equilibrar os usos costeiros com a conservação e gestão sustentável dos recursos naturais, através da execução do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro (GERCO) e seus instrumentos (BRASIL, 1988). O plano foi estabelecido no âmbito da Comissão Interministerial para os Recursos do Mar (CIRM), através da Resolução CIRM Nº 01/90 e tem como fundamento o controle e manutenção da qualidade socioambiental do espaço costeiro e o ordenamento e gestão territorial, visando o controle das atividades potencial ou efetivamente poluidoras, através da operacionalização do GERCO (CIRM, 1990; Oliveira, *et al.*, 2013; Porto e Teixeira, 2002). O PNGC foi elaborado como parte integrante da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), disposta pela Lei Nº 6.938/1981 (BRASIL, 1981), e também da Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM), aprovada pelo Decreto Nº 5.377/2005 (BRASIL, 2005).

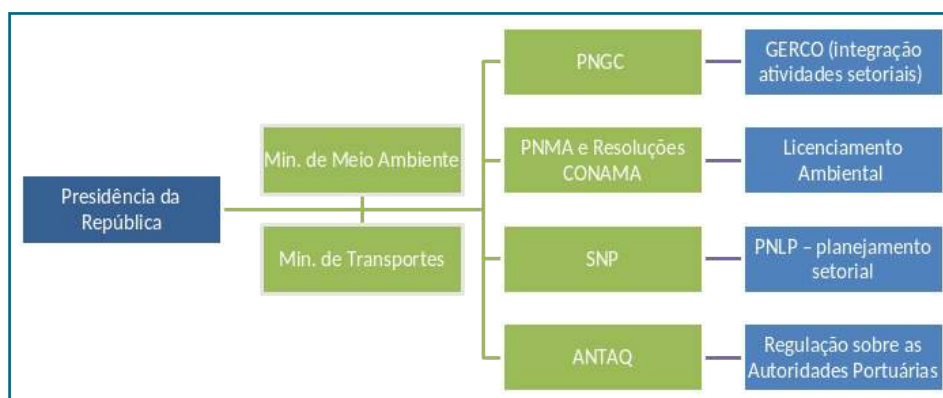


Figura 13. Estrutura de gestão ambiental de portos e costas.
Elaboração própria.

Quadro 1. Instituições envolvidas com a área ambiental na atividade portuária

Escala	Terminais portuários	Atuação	Questões ambientais relacionadas à atividade portuária
Nacional	Congresso Nacional	Elaboração de leis e decretos	Legislação ambiental, Internalização de acordos internacionais
	Ministério do Meio Ambiente	Normalização, políticas e programas federais de meio ambiente, gerenciamento costeiro e mudanças climáticas	Gerenciamento costeiro e Gestão de Água de Lastro
	Conselho Nacional de Meio Ambiente	Normalização e regulamentação	Estabelecimento de regras e normas ambientais na atividade portuária, licenciamento ambiental, participação na elaboração e revisão de normas
	IBAMA	Execução da política ambiental	Licenciamento ambiental e fiscalização ambiental
	ICMBio	Áreas protegidas federais (Unidades de Conservação)	Restrições de uso e ocupação do solo/Território
	ANVISA	Controle sanitário de produtos e serviços submetidos à vigilância sanitária, inclusive dos processos, dos ambientes, dos insumos e das tecnologias a eles relacionados	Estabelecimento de regras e normas para movimentação e armazenamento de produtos nos portos e embarcações e seus efeitos sobre o ambiente
	Capitania dos Portos (Marinha do Brasil)	Navegação marítima e inspeção da frota mercantil (controle de água de lastro, resíduos sólidos)	Autorização e documentação para o transporte aquaviário, vistorias às embarcações, responsável pelo cumprimento das resoluções MARPOL - combate à poluição
	IPHAN	Preservação dos patrimônios artístico, cultural e arqueológico	Licenciamento ambiental, restrições e orientações para a revitalização da zona portuária
	Ministério de Transporte, Portos e Aviação Civil (MTPA)	Normalização, políticas e programas federais de meio ambiente, gerenciamento costeiro e mudanças climáticas	Estabelecimento de diretrizes socioambientais com objetivo de garantir a inserção do tema na interface de transportes, e direcionar a atuação do setor ao desenvolvimento sustentável
	ANTAQ	Implementar as políticas formuladas pelo MTPA, pelo CONIT (Conselho Nacional de Integração de Políticas de Transporte), segundo os princípios e diretrizes estabelecidos na legislação	É responsável pela fiscalização e controle das atividades portuárias e de exploração da infraestrutura do transporte aquaviário
Estadual	Autoridade Portuária	Poder Público Federal responsável pela operação e gestão dos portos	Estruturação de unidades ambientais no corpo técnico da Autoridade Portuária e aplicação das normas de gestão ambiental
	Conselhos Estaduais de Meio Ambiente	Normatização e regulamentação	Estabelecimento de regras e normas ambientais na atividade portuária, licenciamento ambiental, participação na elaboração e revisão de normas
Municipal	Orgãos ambientais estaduais	Execução da política ambiental	Licenciamento ambiental e fiscalização ambiental
	Prefeituras municipais	Execução da política ambiental por meio de secretaria específica de meio ambiente e planejamento territorial	Definição das zonas de uso portuário e de preservação ambiental, através do zoneamento territorial

Fonte: Veiga Lima (2018), adaptado de Gerhardinger *et al.* (2017).

Já na esfera portuária, nota-se que há uma ausência de política específica para o setor, ficando as diretrizes de planejamento e as normas de controle e gestão, conduzidas pela “Nova Lei de Portos” – Lei Nº 12.815/2013 (BRASIL, 2013b) e pela Portaria SEP Nº 104/2009, que instituiu a Gestão de Saúde, Meio Ambiente e Segurança nos portos (SEP, 2009). Essa lacuna temporal possibilitou o surgimento de diversos terminais portuários ao longo da costa brasileira que não tinham relação econômica com suas respectivas regiões, tampouco eram alinhados com o desenvolvimento das demais vias de transporte (Goularti Filho, 2007), o que contribuiu para o surgimento de diversos impactos e conflitos de ordem social, econômica e ambiental.

Nessa conjuntura, a Secretaria Nacional de Portos (SNP) é a responsável pela definição e execução dos investimentos, orientadas pelas diretrizes contidas no Plano Nacional de Logística Portuária – PNLP (SEP, 2015). A Agência Nacional de Transporte Aquaviário (ANTAQ), por sua vez, exerce o controle e a regulação sobre as Autoridades Portuárias, sendo subordinada à SNP.

No entanto, a construção da estrutura atual de gestão ambiental não se deu de forma linear. Com as iniciativas nacionais criadas no final da década de 1980, somente a partir do final da década de 1990, pode-se constatar um esforço crescente do poder público para integração das políticas e programas de gestão costeira com os portos (até então inexistentes), incentivado pela assinatura de acordos internacionais. Na década seguinte, tem-se a criação de diversos instrumentos específicos de gestão ambiental portuária (e o surgimento de boas práticas associadas), em conjunto aos já existentes processos de licenciamento ambiental – Estudos de Impacto Ambiental (EIAs), Relatórios de Impacto Ambiental (Rimas); instrumentos de controle – planos de monitoramento ambiental; e de fiscalização – auditorias ambientais.

4.1 INSTRUMENTOS INCIDENTES NA GAP

Historicamente, os esforços das Autoridades Portuárias, no âmbito da gestão ambiental, visam ao atendimento das conformidades inseridas nas licenças ambientais, a partir do desenvolvimento de planos e programas, requeridos pelos órgãos ambientais intervenientes (Kitzmann *et al.*, 2014). Entre as principais ações orientadas pelos Planos de Controle Ambiental (PCA) e os Planos Básicos Ambientais (PBAs), estão o controle das águas superficiais e oceânicas, com o monitoramento da qualidade dos sedimentos de dragagem, das emissões atmosféricas, da biota aquática e da fauna sinantrópica; com a fiscalização da água de lastro; além do desenvolvimento de planos de educação ambiental e a comunicação social.

No que concerne ao planejamento portuário, após a criação em 2007 da Secretaria Especial de Portos (SEP) - atualmente Secretaria Nacional de Portos e Transportes Aquaviários (SNP), o Governo Federal reforçou a preocupação com a obtenção de níveis mais satisfatórios quanto à conformidade ambiental. Entre os novos requerimentos, estão a estruturação de unidades de gestão ambiental, o licenciamento de dragagens, o Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), o desenvolvimento de auditorias ambientais e os programas de prevenção de riscos ambientais – como o Gerenciamento de Riscos, o Plano de Emergência Individual (PEI) e o Plano de Ajuda Mútua (PAM), para prevenção e mitigação de derramamentos de óleo, além do controle do despejo de água de lastro das embarcações.

A seguir, são apresentados alguns dos principais instrumentos e processos de gestão ambiental e costeira voltados ao desenvolvimento e operação portuários.

1. Licenciamento Ambiental e competências

O licenciamento ambiental como instrumento legal derivado da PNMA, instituído pela Resolução CONAMA Nº 001/1986 (MMA, 1986) e regulamentado por meio da Resolução CONAMA Nº 237/97 (MMA, 1997), constitui hoje a principal resposta aos impactos e alterações, tanto no uso do solo, quanto nas relações socioeconômicas na área portuária e adjacências. Através de ações de controle, monitoramento e fiscalização, o processo de licenciamento dá suporte à tomada de decisão na zona costeira. Porém, somente em 1997, o primeiro porto público – Porto de Rio Grande (RS), obteve sua licença para operar em acordo aos procedimentos ambientais requeridos.

De maneira geral, ficam obrigados a realizar previamente os procedimentos de licenciamento, incluindo a elaboração do EIA/RIMA, os empreendimentos e atividades que fizerem uso dos recursos ambientais, considerados efetiva ou potencialmente poluidores, ou passíveis de causar degradação ambiental. Os portos são classificados com potencial “alto” de poluição e degradação ambiental, agrupados em “Transporte, terminais e depósitos”, tendo sua competência administrativa de licenciamento e fiscalização comum entre a União, os Estados, o Distrito Federal e os municípios, conforme dispõe o artigo 23 da Constituição Federal de 1988. De acordo com o Decreto Nº 8.437/2015, ficam a cargo do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), os portos de maior movimentação (> 450.000 TEU/ano ou 15.000.000 ton./ano) (BRASIL, 2015). Já segundo a Resolução CONAMA Nº 237/97, o licenciamento ambiental de empreendimentos de menor escala é responsabilidade dos órgãos ambientais estaduais e municipais (MMA, 1997).

O licenciamento ocorre em três fases distintas: a partir da definição da localização e dos impactos preliminares do empreendimento, demandando a Licença Prévia (LP); da sua instalação, a partir da devida Licença de Instalação (LI); até a operação e ampliação, que requerem a Licença de Operação (LO), que autoriza o pleno funcionamento do porto, após a verificação do efetivo cumprimento do que consta das licenças anteriores, com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação (MMA, 1997).

O uso corretivo do instrumento de licenciamento ocorre na medida em que o porto opera sem a devida licença de operação. Aproximadamente 30% dos portos públicos não possuem LO (ANTAQ, 2019), fazendo uso dos recursos naturais de forma inadequada, causando conseqüentemente a degradação dos sistemas naturais do entorno. Dessa forma, busca regularizar a situação, ao implantar medidas de controle para minimizar os impactos ambientais gerados. Já o caráter preventivo, ocorre durante o planejamento do projeto de implantação de um porto ou quando de sua expansão, sendo realizada uma avaliação da localização e dos potenciais impactos, buscando adequar o projeto em relação às condicionantes ambientais expostas na licença, ou não viabilizar sua implantação.

2. Poluição por óleo, dragagens e auditorias

A poluição por óleo nas águas constitui um dos impactos de maior significância na zona costeira. As iniciativas do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão colegiado vinculado ao MMA, foram direcionadas para a criação de diversas resoluções nos anos 2000 e favoreceram a melhoria do quadro de conformidade ambiental do setor portuário. Entre os instrumentos normativos, destacam-se a “Lei do óleo” – Lei Nº 9.966/2000 (BRASIL, 2000) e o Decreto Nº 8.127/2013 (BRASIL, 2013a), que visam o estabelecimento das principais conformidades ambientais de prevenção e combate à poluição dos sistemas costeiros e marinhos, através do tratamento dos resíduos, Planos de Emergência Individuais (PEI), para incidentes de poluição por óleo em águas sob jurisdição nacional, originados em portos organizados, além do Manual de Procedimentos de Riscos à Poluição.

No que tange à dragagem, a Resolução CONAMA Nº 454/2012 (MMA, 2012) surge com objetivo de estabelecer diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado. Entre as demais resoluções, destaca-se a Resolução CONAMA Nº 306/2002 (MMA, 2002), que cria dispositivo para a realização de Auditorias ambientais nos Portos públicos.

3. Boas práticas, regularização ambiental e sistema de gestão ambiental (SGA)

Sobre esse aspecto, a SNP tem tido um papel de extrema importância, na busca pela conformidade ambiental e a sustentabilidade nos portos brasileiros. Seja por meio normativo, institucional, assim como através do desenvolvimento de instrumentos técnicos para a adoção de boas práticas de gestão ambiental portuária (GAP). Como exemplo, pode-se citar o Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes em Áreas Portuárias (PGRS), desenvolvido com pesquisa de campo em 22 portos marítimos. O trabalho resultou em aporte de conhecimento ao setor portuário, por meio da publicação do “Guia de Boas Práticas Portuárias” (SEP e UFRJ, 2013).

Outros exemplos referem-se à realização do Programa de Capacitação em Gestão Ambiental, com equipes das autoridades portuárias; e o Programa de Revitalização do Entorno Portuário. No quesito legal, coube à Portaria SEP N° 104/2009, instituir a necessidade da estruturação da Gestão Ambiental nos portos e da criação de um sistema de gestão ambiental (SGA), abrangendo a responsabilidade do licenciamento ambiental e execução dos programas ambientais (SEP, 2009).

Outra importante iniciativa, condiz com a inserção de diagnóstico e análise ambiental no escopo da revisão do Plano de Desenvolvimento e Zoneamento Portuário (PDZ), por meio da instituição da Portaria SEP N° 414/2009 (BRASIL, 2009). E nesse mesmo sentido, a Portaria SEP N° 03/2014 estabeleceu as diretrizes para a elaboração dos instrumentos de planejamento portuário (PNLP, Planos Mestres e PDZ), incluindo a necessidade de uma análise ambiental mais aprofundada do ambiente portuário e das alternativas de desenvolvimento e zoneamento do porto (SEP, 2015).

Por fim, e não menos importante, a criação em conjunto da Portaria interministerial MMA/SEP/PR N° 425/2011, institui o Programa Federal de Apoio à Regularização e Gestão Ambiental Portuária - PRGAP de portos e terminais portuários marítimos (MMA, 2011). Tal iniciativa vai de acordo com o instrumento de licenciamento ambiental, de dotar os portos com as LO.

4. Índice de Desempenho Ambiental (IDA)

Uma ferramenta importante de GAP refere-se ao Índice de Desempenho Ambiental (IDA) dos portos e TUPs do País. Instituído pela Resolução N° 2.650/2012, tem como objetivo disciplinar os demais instrumentos de acompanhamento e controle de gestão ambiental nos portos, para avaliar por meio de indicadores, a eficiência e a qualidade da gestão ambiental, no que tange à evolução do cumprimento das conformidades ambientais que os portos estão sujeitos (ANTAQ, 2012).

Além disso, tem como propósito constituir uma ferramenta na regulação e fiscalização da própria ANTAQ. Destaca-se, pela promoção da pesquisa e do monitoramento das áreas portuárias, permitindo quantificar e qualificar informações de interface das dos portos com o meio ambiente, de maneira a facilitar o entendimento do público e dos tomadores de decisão, acerca das questões ambientais portuárias. O IDA está baseado na avaliação de 68 indicadores globais e específicos, para funcionar como elemento de comparação entre processos de gestão ambiental, influenciando, dessa forma, na proposição de melhorias no setor portuário e o reconhecimento das administrações portuárias que investem na sustentabilidade ambiental.

5. Água de lastro

Referente ao gerenciamento da água de lastro de embarcações, coube à NORMAM-20/DPC, a internalização dos princípios da Convenção de Água de Lastro, promulgada pela Organização Marítima Internacional (MARINHA DO BRASIL, 2019). Essa norma da Autoridade Marítima representa um compromisso do Governo Federal e de órgãos intervenientes ao setor portuário, no combate à contaminação e à intrusão de organismos exógenos aos ecossistemas marinhos e costeiros do Brasil.

4.2 INSTRUMENTOS PARA GESTÃO COSTEIRA INTEGRADA (GCI)

A tentativa de estabelecimento da Gestão Costeira Integrada (GCI) no Brasil passa pelo desenvolvimento do Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), que possui como diretriz, o ordenamento das atividades setoriais na zona costeira do País, com a conservação dos ecossistemas e o uso sustentável dos recursos naturais. Em sua segunda versão, denominado PNGC II (CIRM, 1997), o plano estabelece sete instrumentos aplicados à gestão e, a partir da sua regulamentação, através do Decreto N° 5.300/2004 (Brasil, 2004), outros três instrumentos passam a integrar o escopo do GCI (Quadro 2).

Quadro 2. Instrumentos de Gerenciamento Costeiro no Brasil

Instrumentos	Definições
1) PEGC	<p>O Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro estabelece um sistema estadual, prevendo a formação de colegiados, um sistema de informações, a elaboração do ZEEC e sua formalização a partir de um Decreto ou Lei. Orienta o estabelecimento de planos integrados de ação necessários à administração das pressões e conflitos dos interesses sobre o litoral.</p>
2) PMGC	<p>O Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro trata da aplicação das diretrizes do ZEEC no processo de elaboração dos planos diretores municipais e disciplinamento de usos mais específicos, como uma lei municipal de meio ambiente ou um plano de ordenamento da orla marítima. Deve dialogar com diretrizes estaduais e federais.</p>
3) SIGERCO	<p>O Sistema de Informações do Gerenciamento Costeiro constitui um instrumento de apoio como subsídio ao planejamento e execução de atividades costeiras. Armazena informações e produtos para usuários do poder público, organizações privadas e sociedade.</p>
4) SMA-ZC	<p>O Sistema de Monitoramento Ambiental da Zona Costeira acompanha e avalia os resultados e a eficácia das ações e medidas de controle e fiscalização em função de metas de qualidade ambiental dos ambientes costeiro e marinho. As informações alimentam o SIGERCO. Subsidiaria a avaliação e inserção de novas medidas e políticas.</p>
5) RQA-ZC	<p>O Relatório da Qualidade Ambiental da Zona Costeira constitui relatório resultante do SMA e fornece uma visão geral da qualidade ambiental da zona costeira.</p>
6) ZEEC	<p>O Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro constitui a base técnica para a tomada de decisão e apoio aos processos de licenciamento e controle ambiental. Estabelece critérios para o planejamento e à implementação de atividades costeiras. Propõe 5 tipos de zoneamento, de zonas mais conservadas (Z1) as mais degradadas (Z5).</p>
7) PGZC	<p>Os Planos de Gestão da Zona Costeira possibilitam a definição de prioridades de ação integrada, de curto, médio e longo prazo, divididas em ações integradas de intervenção, ZEE e elaboração da Lei do PEGC. Deve ser desenvolvido sob metodologia participativa e interativa, com representantes da esfera federal, estadual e municipal, além da comunidade científica, sociedade e setor produtivo.</p>
8) MDZC	<p>O Macrodiagnóstico da Zona Costeira busca subsidiar as ações de planejamento e intervenção reguladora atribuída à União, no que tange às atividades de preservação, conservação, regulamentação dos usos e fiscalização do patrimônio natural e cultural da zona costeira.</p>
9) PAF-ZC	<p>O Plano de Ação Federal para a Zona Costeira constitui documento de orientação das diversas atividades do Governo Federal na zona costeira, visando sua melhor integração e adequação a parâmetros de sustentabilidade. Está na quarta versão (2017-19).</p>
10) Projeto Orla	<p>Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima busca compatibilizar as políticas ambiental, patrimonial e urbana na zona costeira.</p>

Fonte: Compilado do PNGC II (CIRM, 1997) e do Decreto 5.300/04 (BRASIL, 2004).

Ao GCI, somam-se como instrumentos indiretos, o licenciamento e o monitoramento ambiental (discutidos anteriormente) e os Planos Diretores municipais, que integram a política urbana de gestão ambiental. Além dos Planos de Manejo das Unidades de Conservação, que definem zonas de amortecimento e áreas frágeis e passíveis de impacto, através do seu zoneamento territorial e marinho. A esse grupo, pode-se incluir também a discussão recente sobre a elaboração do Planejamento Espacial Marinho (PEM), que viria a abordar o uso compartilhado do espaço marinho, entre os quais se inserem as atividades portuária e de navegação.

Contudo, há um consenso entre especialistas, gestores e pesquisadores, sobre a dificuldade histórica da implementação integral e simultânea dos instrumentos, tendo nos últimos 30 anos, apenas alguns deles recebido o esforço público necessário para sua efetiva aplicação (Scherer *et al.*, 2020; Scherer *et al.*, 2018; Polette e Asmus, 2015; Scherer *et al.* 2010; Jablonski e Filet, 2008). Como exemplo, a implementação do Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro (ZEEC) nos estados federativos veio sendo priorizada como política de gestão costeira no MMA (2017).

No que tange à inclusão da questão portuária no planejamento costeiro, foi apenas a partir da elaboração do Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (PAF-ZC), aprovado pela Resolução CIRM Nº 006/98 (CIRM, 1998), que o Governo Federal passou a possuir um instrumento direcionado ao assunto, através da Agenda Ambiental Portuária (AAP). A seguir, são apresentados os principais instrumentos legais sobre a governança costeira que incidem sobre o setor portuário do Brasil.

Plano de Ação Federal para Zona Costeira (PAF-ZC) e Agenda Ambiental Portuária (AAP)

A criação da Agenda Ambiental Portuária (AAP), instrumento resultante da união de diversas convenções nacionais e internacionais, teve como propósito a orientação do desenvolvimento e da expansão dos portos em termos sustentáveis, em consonância com as diretrizes da gestão costeira do Brasil (Cunha *et al.*, 2006). Contudo, passadas mais de duas décadas, sua criação não surtiu o efeito esperado, devido à contínua falta de integração entre as agências públicas e à falta de vontade política. A implementação do instrumento ainda esbarra em burocracias intersetoriais e na falta de uma agenda comum entre os órgãos responsáveis e as administrações portuárias, que, por sua vez, acabam tratando somente dos limites legais dos portos e da resolução de problemas ambientais de atividades cotidianas. Ao invés disso, deveriam centrar os esforços na concepção do gerenciamento ambiental e costeiro de forma abrangente, idealizando os portos como atores efetivamente presentes no espaço de planejamento ambiental e costeiro (Koehler e Asmus, 2010).

Por outro lado, a elaboração da quarta versão do PAF-ZC (triênio 2017-2019) trouxe do Governo Federal, novas metas e ações, sugeridas para a integração entre o GCI e a GAP (MMA, 2017). O IV PAF-ZC foi estabelecido na perspectiva de cumprimento dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas (ODS). Dentre as suas metas e ações, a ação que abrange com maior ênfase a gestão de costas e mares no contexto portuário, refere-se à ação 6: “Prevenção, Controle e Monitoramento Socioambiental nos Portos do Brasil”, que tem especial foco no gerenciamento de resíduos sólidos (lixo no mar) e controle de espécies bioinvasoras (MMA, 2017). O IV PAF-ZC aborda ainda, nas ações 08 e 09, mesmo que de maneira mais genérica, a interferência dos portos sobre a urbanização no litoral. Porém, percebe-se que os indicadores utilizados continuam sendo de avaliação quantitativa e não qualitativa, o que implica no potencial questionamento dos resultados, na medida em que pode não ocorrer uma análise crítica das informações.

Plano Diretor, Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro (ZEEC) e Projeto Orla

Os Planos Diretores (PDs) constituem ferramentas fundamentais na elaboração de diretrizes de uso e ocupação do território, sendo obrigatórios para municípios acima de 20 mil habitantes (BRASIL, 2001). Assim como os Planos Municipais de Gestão Costeira (PMGCs), os PDs devem atuar na gestão e manejo de potenciais conflitos entre porto *versus* cidade e para o desenvolvimento sustentável. Apesar das diferentes abrangências espaciais, os PDs devem ter estreita relação com os instrumentos mais localizados, como o Plano de Desenvolvimento e Zoneamento portuário (PDZ) e o Projeto Orla, e seguirem as diretrizes dos instrumentos macro, como o Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro (ZEEC) (Scherer *et al.*, 2014).

Scherer e colaboradores (2014) assinalam o potencial uso do ZEEC em escala regional, como subsídio na definição do macrozoneamento municipal, servindo como base para a elaboração do microzoneamento e das diretrizes gerais do PD, que, por sua vez, necessita estar em consonância com o zoneamento proposto, respeitando a microescala de análise para o território municipal. Como exemplo, tem-se a definição no ZEEC de macrozonas de uso exclusivo portuário, no qual o PD deverá detalhar as diretrizes de ocupação e expansão das instalações e usos retroportuários, logístico e industrial. Dentro da competência dos municípios, estão abrangidas também a identificação de zonas de proteção e de conservação terrestres ou de transição (entre ambiente terrestre e marinho), potencialmente afetados pela expansão dos núcleos portuários. Nesse contexto, a elaboração ou revisão do PD, desconsiderando as diretrizes e definições do PDZ e do Projeto Orla, pode aumentar os conflitos de uso e ocupação do solo, e a disputa sobre a utilização dos recursos naturais locais.

O Projeto Orla, devido ao seu detalhamento, poderá contribuir quanto à integração harmoniosa entre a orla municipal e o distrito portuário, revitalizando setores nobres do litoral e rompendo assim, com o conceito de zonas portuárias como áreas degradadas das cidades. Tais intervenções, quando participativas e acolhidas pelo PD, poderão agregar valor ambiental e urbano a estes setores costeiros.

Planejamento Espacial Marinho (PEM)

Por último, destaca-se a potencial atuação do instrumento de planejamento em macroescala da área oceânica do Brasil sobre a atividade portuária e a navegação marítima. O Planejamento Espacial Marinho (PEM) é um processo que visa alocar harmoniosamente os diversos usos e atividades sociais, econômicas e ambientais no oceano (IOC, 2009), de modo a reduzir conflitos entre os diversos interesses (Collie *et al.*, 2013). O desenvolvimento do PEM ainda é recente no País, sendo objeto de Projeto de Lei N° 6.969/2013 (BRASIL, 2013c) e estando restrito a iniciativas locais (Freitas *et al.*, 2014), fato que denota ainda uma indefinição legal sobre sua escala de atuação. Inicialmente, indica-se que o instrumento deve ter início a partir das 12 milhas náuticas (limite da zona costeira do Brasil e da atuação do GERCO) até as 200 milhas (limite da Zona Econômica Exclusiva – ZEE). Porém, outras iniciativas consideram o PEM como um instrumento que pode se sobrepor aos demais instrumentos do gerenciamento costeiro, fortalecendo o planejamento da zona costeira, em setores costeiros como baías e estuários, que apresentam um uso significativo dos seus recursos. A título de exemplo, tem-se a iniciativa do Plano de Governança Costeira-marinha Integrada para o Ecossistema Babitonga (Santa Catarina), no âmbito do GERCO, como uma das ações do IV PAF-ZC (MMA, 2017).

Portanto, para o tema marítimo-portuário, o PEM, quando implementado, poderá dar suporte à tomada de decisão e à resolução de conflitos envolvendo rotas de navegação (através das cartas náuticas e poligonais dos portos organizados), áreas de dragagem e descarte de sedimentos, zonas de amortecimento de Unidades de Conservação e áreas de sensibilidade ecológica (Gandra *et al.*, 2018). O estabelecimento do PEM tem como oportunidade trazer segurança à navegação e sua compatibilização com a conservação da biodiversidade.

5. DESAFIOS E OPORTUNIDADES PARA INTEGRAÇÃO ENTRE GCI E A GAP

A exposição desse cenário traz à tona os desafios impostos à gestão pública e privada, no estabelecimento de padrões de sustentabilidade na exploração da atividade portuária, crescendo exponencialmente quando se pretende integrar os instrumentos de gestão do território com o setor de portos, em escala nacional. A falta de integração entre as políticas constitui fator fundamental quanto ao estabelecimento do quadro observado em regiões portuárias, de diminuição da qualidade socioambiental, degradação de importantes ecossistemas costeiros, assim como entraves socioeconômicos. A grande dependência da aplicação dos instrumentos em âmbito federal já foi demonstrada como ineficaz, indicando assim uma demanda maior por ações em escala local, bem como a união entre os esforços empregados. Dessa maneira, os instrumentos e ações voltados à governança costeira apresentam uma gama de oportunidades em prol da gestão portuária e do desenvolvimento territorial sustentável, em direção ao estabelecimento de um modelo de GCI no Brasil. No Quadro 3, são demonstradas essas relações de maneira sintetizada.

Quadro 3. Relação entre os instrumentos diretos e indiretos da gestão costeira do Brasil, a questão ambiental portuária e as oportunidades de integração com os instrumentos de GAP

Instrumentos de GCI e planejamento territorial e marinho	Atuação em aspectos socioambientais portuários	Integração com instrumentos de GAP
PGZC	Inserir a atividade portuária no debate sobre a definição de prioridades de ação integrada em escala regional.	Política ambiental portuária e Agenda ambiental portuária.
ZEEC	Definir áreas de maior sensibilidade socioambiental perante aos riscos da atividade portuária; indicar potenciais áreas aptas à expansão dos portos.	Planos Mestres e PDZ
SIGERCO	Integrar dados de monitoramento ambiental portuário com a base de dados socioambientais da região onde o porto se localiza.	Licenciamento e monitoramento ambiental - PCA/PBA
SMA-ZC	Avaliar a qualidade técnica dos monitoramentos realizados pelas autoridades portuárias e propor melhorias.	Licenciamento e monitoramento ambiental - PCA/PBA
SQA-ZC	Integrar o banco de dados dos monitoramentos portuários com demais dados de qualidade ambiental da região onde o porto se localiza.	Licenciamento e monitoramento ambiental - PCA/PBA
PEGC	Inserir a atividade portuária no debate sobre o manejo de pressões e conflitos associados aos portos na zona costeira.	PNLP e Planos Mestres; Plano de Comunicação Social e Programa de educação ambiental - condicionantes do licenciamento ambiental
PMGC	Integrar as diretrizes do ZEEC e Plano Diretor com o PDZ portuário.	PDZ
Projeto Orla	Integrar as diretrizes do Projeto Orla e do Plano Diretor Municipal com a estrutura do PDZ portuário.	PDZ
MDZC	Definir áreas de maior sensibilidade socioambiental perante aos riscos da atividade portuária; indicar potenciais áreas aptas a expansão dos portos.	Licenciamento e monitoramento ambiental - PCA/PBA
PAF-ZC	Firmar compromisso entre as autoridades portuárias e governo, quanto ao monitoramento dos aspectos socioambientais e controle e fiscalização sobre resíduos sólidos (lixo no mar).	Política ambiental portuária e Agenda ambiental portuária; licenciamento e monitoramento ambiental - PCA/PBA
AAP	Firmar compromisso entre as autoridades portuárias e governo, quanto a implantação de um planejamento ambiental portuário e da valorização dos ativos ambientais.	PDZ; Plano Mestre; licenciamento e monitoramento ambiental - PCA/PBA;
PD	Definir os usos do território através do zoneamento territorial, indicando zonas de uso portuário e retroportuário, potenciais áreas de expansão para o setor, bem como áreas de restrição e conservação socioambiental.	PDZ; Plano Mestre; licenciamento ambiental
UC	Através dos Planos de Manejo e zoneamento, identificar potenciais conflitos entre a atividade portuária (instalação, operação, expansão) com a conservação socioambiental.	PDZ; Plano Mestre; licenciamento ambiental
PEM	Definição de zonas de uso prioritário para rotas de navegação e conservação ambiental.	PNLP e licenciamento ambiental (áreas de dragagem e despejo de sedimentos)

Elaboração própria.

Num primeiro plano, as oportunidades estão centradas no que tange à integração entre aqueles instrumentos de zoneamento ou ordenamento costeiro – ZEEC, Planos de Gestão (PEGC, PMGC), Projeto Orla em associação ao PDZ portuário e ao PD municipal, haja vista que os mesmos correlacionam diferentes usos em um mesmo espaço geográfico, atribuindo diretrizes de uso e gestão sustentável da zona costeira, além da definição de zonas de uso específico.

Por outro lado, percebe-se um importante desafio quanto à sua integração de fato, considerando as diferentes escalas utilizadas para cada um dos instrumentos, trazendo muitas vezes sua incompatibilização – Projeto Orla (1:200 a 1:5.000), PDZ (1:5.000), Planos Diretores (1:10.000), PMGC (1:20.000), ZEE (1:50.000 a 1:100.000) e Macrodiagnóstico (1:250.000). Há, portanto, notoriamente, sobreposição e concorrência de instrumentos e ações voltadas à zona costeira e portos, o que reflete o desafio da harmonização quanto à aplicabilidade e integração, como ilustrado na Figura 14.

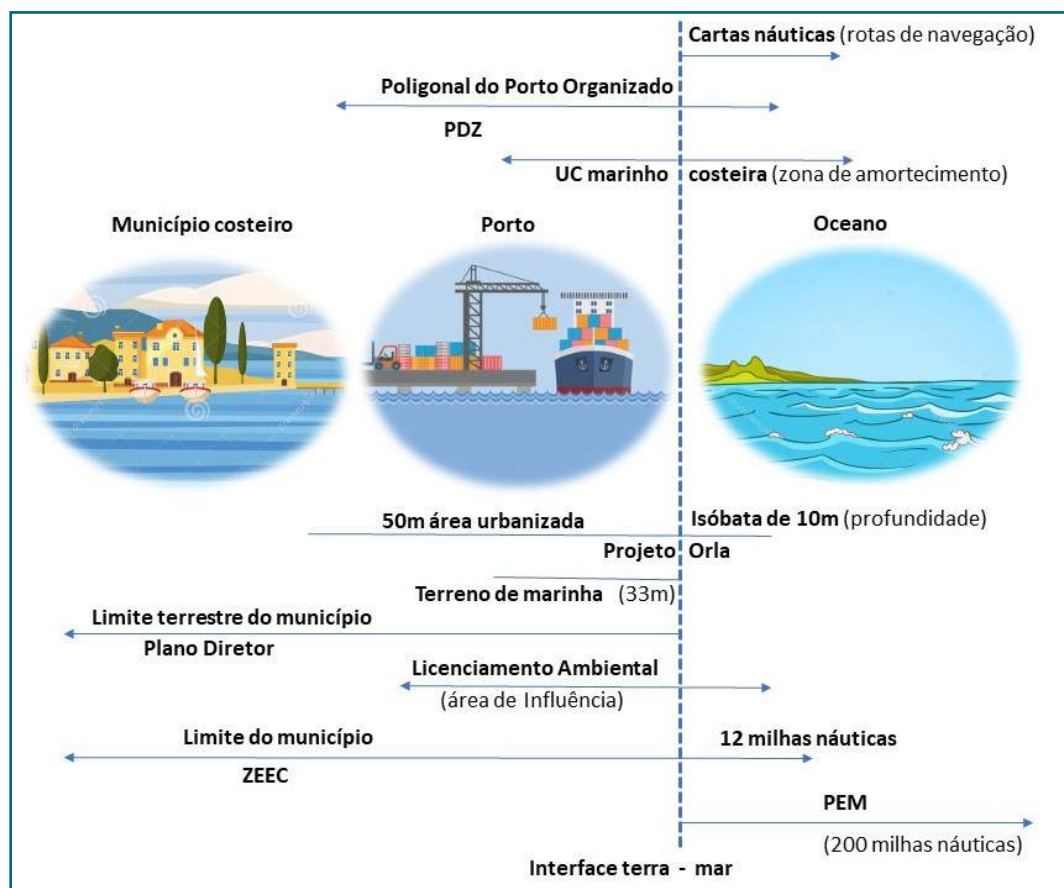


Figura 14. Incidência dos principais instrumentos de gestão e planejamento ambiental e costeiro que envolvem o setor portuário. Elaboração própria, a partir de Asmus *et al.* (2011).

Quanto à abrangência dos instrumentos de gestão portuária, destaca-se também a intencionalidade de elaboração dos PDZs portuários e os Planos Mestres, no contexto do PNLP. Em recentes adequações, ambos os instrumentos indicam a obrigatoriedade da inserção da temática ambiental como suporte ao planejamento e gestão portuária, através da qualificação dos processos de gestão ambiental portuária (SEP, 2015).

Cabe também destacar a possibilidade do emprego de dados de monitoramento ambiental, derivados dos processos de licenciamento ambiental dos portos (elaboração de EIA/RIMA) e do seguimento das condicionantes da Licença de Operação, através do controle ambiental da atividade (PCA e PBA), para a composição de um banco de dados local/regional. Esse conjunto de informações poderia ser integrado à base de dados dos instrumentos MDZC, SIGERCO, SMA-ZC e RQA-ZC (atualmente inexistentes ou subutilizados, o que traz descrédito aos instrumentos do GERCO); permitindo assim, a criação de um sistema de informação do litoral. A sistematização e transparência no acesso

às informações podem subsidiar o processo de criação de potenciais projetos de Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), PEM, ou de criação e manejo de UCs. Além disso, o potencial uso desses dispositivos e base de dados possibilitaria o acompanhamento dos municípios sobre o desenvolvimento de suas ações de planejamento e gestão, dando condições de realizarem a avaliação do processo de melhoria contínua da gestão ambiental e costeira dos distritos portuários (Scherer *et al.*, 2014). Nesse contexto, os esforços despendidos na elaboração de diagnósticos e monitoramento socioambiental deveriam obrigatoriamente ser combinados com ações de fiscalização e avaliação (pelos órgãos ambientais) das metas, estabelecidas pelos planos e programas e validados pela sociedade civil, de modo a concretizar o planejamento proposto.

Em virtude da sua flexibilidade e frequente atualização, o Plano de Ação Federal para Zona Costeira (PAF-ZC), destaca-se entre os instrumentos de gestão costeira como aquele capaz de dialogar e integrar suas metas e estratégias com as ações desenvolvidas pelas autoridades portuárias, no âmbito do licenciamento ambiental, assim como com as diretrizes do planejamento logístico e portuário, como o PNLP e os Planos Mestres.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os portos marítimos, como infraestruturas essenciais ao desenvolvimento socioeconômico do País, demandam uma eficiente gestão socioambiental, que venha a prevenir e minimizar os impactos intrínsecos à atividade, tanto no interior dos seus limites legais, quanto no espaço geográfico que se inserem. A sua sustentabilidade, assim como do ambiente costeiro que se insere, depende de vários fatores, devendo ser concebida dentro de uma concepção integrada de governança, a partir da construção de estratégias amplas de planejamento e gestão. Deve ser orientada inicialmente pelo pleno atendimento à legislação ambiental e requisitos nacionais e internacionais voltados ao setor, através da execução e fiscalização sobre uma adequada Gestão Ambiental Portuária (GAP), haja vista que, até o presente momento, apenas a implementação do instrumento de licenciamento ambiental não se mostrou de fato eficaz para atender toda a dimensão e complexidade dos problemas originados e enfrentados pelos portos marítimos. Demanda ainda, por em prática novos enfoques metodológicos, como a Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), que, embora não seja seguida por todos os portos, tem sido adotado pelos portos em implantação, em especial pelos portos privados (Scherer *et al.*, 2020). Soma-se a isso, a construção de uma agenda institucional compartilhada que abranja o setor, no processo de gestão territorial e costeiro, em diferentes escalas, através da participação em processos de construção e (principalmente) avaliação dos instrumentos, no âmbito da gestão de melhoria contínua.

Nesse sentido, a Gestão Costeira Integrada (GCI), por meio dos instrumentos previstos no Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC) e seu decreto de regulamentação, constitui ferramenta prioritária no ordenamento e compatibilização entre a conservação do litoral e as atividades nela desenvolvidas. Porém, a intermitência de suas ações, tanto individuais como entre instituições, constitui outro fator grave, que desafia o cenário político e operacional da gestão pública (Muñoz, 2014). Faz-se necessária a continuidade do planejamento e operacionalização das ações ambientais de forma harmônica em toda a rede portuária, superando a troca periódica de governos (a cada quatro anos), que influi diretamente na implementação de uma política nacional para o setor (Kitzmann e Asmus, 2006).

Entende-se que um dos maiores desafios para a GCI e a sustentabilidade das zonas portuárias reside no estabelecimento de uma governança compartilhada. Deve-se estabelecer uma plataforma de diálogo horizontal entre as Autoridades Portuárias (APs), a Agência Nacional de Transportes Aquaviários (ANTAQ), os órgãos responsáveis pela gestão costeira nas diferentes escalas governamentais e demais instituições intervenientes na atividade aquaviária (por exemplo, IBAMA, Secretaria Especial de Portos, Capitania dos Portos, Agência Nacional de Inspeção Sanitária – ANVISA e Agência Nacional de Águas – ANA). Esse diálogo poderia se dar no contexto do Grupo de Integração do Gerenciamento Costeiro (GI-GERCO). A revisão das diretrizes propostas pela Agenda Ambiental Portuária e retomada desse espaço de diálogo, bem como o cumprimento efetivo das ações propostas pelo PAF-ZC, constituem um importante passo em direção à resolução do impasse no conflito de competências, na compatibilização de agendas de trabalho e na integração de ações.

A falta de concordância entre as visões e na articulação das ações de setores governamentais e privados demonstra a distância para a efetiva implementação de uma GCI no Brasil, além de comprometer a qualidade ambiental da zona costeira, a fragilização de ecossistemas e o próprio desenvolvimento dos portos e das regiões litorâneas.

Ações como: definir indicadores de gestão no processo de desenvolvimento das agendas ambientais dos portos marítimos, de modo a avaliar o cumprimento das metas e ações propostas; desenvolver licenciamentos integrados, em caso de complexos portuários e terminais numa só unidade geográfica; implantar agendas ambientais locais, aperfeiçoando o entendimento dos serviços ecossistêmicos que estão sendo utilizados, perdidos e/ou trocados; incluir a relação porto-cidade nos processos de licenciamento e nos planos de gestão, responsabilizando as Autoridades Portuárias pelos impactos externos relacionados ao porto; e promover a participação social de forma ativa e esclarecida; podem melhorar a GAP e a gestão costeira como um todo.

Portanto, constituem pontos fundamentais para a sustentabilidade dos portos marítimos e da zona costeira do Brasil, o envolvimento dos órgãos governamentais, autoridades portuárias e empresas do setor, junto à vontade política e institucional no processo de construção da Gestão Costeira Integrada e das agendas ambientais. As quais devem estar baseadas na incorporação do planejamento ambiental portuário de longo prazo, de modo a valorizar os aspectos ambientais e internalizar os impactos ocorrentes também fora da poligonal portuária, estabelecendo de fato, um processo de gestão e planejamento integrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AAPA (AMERICAN ASSOCIATION OF PORT AUTHORITIES). Environmental Management Handbook. 1998. Disponível em: <<https://www.aapa-ports.org/empowering/content.aspx?ItemNumber=989>>. Acesso em fev. 2020.

ANTAQ (AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES AQUAVIÁRIOS). Resolução nº 2650/2012, de 26 de setembro de 2012. Brasília: ANTAQ, 2012. Disponível em: <http://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/se-guranca_alimentar/compra_institucional/RESOLUCAO_N50_26SETEMBRO2012.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Desempenho do setor aquaviário 2018. Brasília: ANTAQ, 2019. Disponível em: <<http://portal.antaq.gov.br/wp-content/uploads/2019/02/Anu%C3%A1rio-2018-Layout-4-3.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

ASMUS, M.L.; SCHERER, M.E.G.; CUNHA, I.A. Procedimento de análise dos planos e programas com incidências nos processos de gestão ambiental portuária. Relatório Técnico. Plano Nacional de Logística Portuária. Secretaria de Portos da Presidência da República – SEP/PR, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. 2011. 22pp.

BRAGA, R., UCHOA, T., DUARTE, M. Impactos ambientais sobre o manguezal de Suape – PE. Acta Bot. Bras., v. 3, n. 2, supl. 1, Feira de Santana, 1989. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0102-33061989000300003>>. Acesso em fev. 2020.

BRASIL. Decreto de 14 de setembro de 2000. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, no Estado de Santa Catarina, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 15/09/2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/2000/Dnn9027.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei Nº 7.661 de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2004-2006/2004/Decreto/D5300.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 5.377, de 23 de fevereiro de 2005. Aprova a Política Nacional para os Recursos do Mar – PNRM. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/02/2005. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2004-2006/2005/Decreto/D5377.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 8.127, de 22 de outubro de 2013. Institui o Plano Nacional de Contingência para Incidentes de Poluição por Óleo em Águas sob Jurisdição Nacional, altera o Decreto Nº 4.871, de 6 de novembro de 2003, e o Decreto Nº 4.136, de 20 de fevereiro de 2002, e dá outras providências. Brasília, DF: 2013a. Diário Oficial da União (DOU), 23/10/2013. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2013/decreto/d8127.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 8.437, de 22 de abril de 2015. Regulamenta o disposto no art. 7º, caput, inciso XIV, alínea “h”, e parágrafo único, da Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011, para estabelecer as tipologias de empreendimentos e atividades cujo licenciamento ambiental será de competência da União. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 23/04/2015. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2015-2018/2015/Decreto/D8437.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Federal Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 02/09/1981. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1980-1987/lei-6938-31-agosto-1981-366135-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 18/05/1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7661.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 8.620, de 05 de janeiro de 1993 (Lei de modernização portuária). Altera as Leis Nºs 8.212 e 8.213, de 24 de julho de 1991, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 06/01/1993. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1993/lei-8620-5-janeiro-1993-363190-norma-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 9.966, de 28 de abril de 2000. Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 29/04/2000. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2000/lei-9966-28-abril-2000-374265-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 10.257, de 10 de julho de 2001 (Estatuto da Cidade). Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 11/07/2001. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2001/lei-10257-10-julho-2001-327901-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 12.815, de 05 de junho de 2013. Dispõe sobre a exploração direta e indireta pela União de portos e instalações portuárias e sobre as atividades desempenhadas pelos operadores portuários; altera as Leis (...). Brasília, DF: 2013b. Diário Oficial da União (DOU), 05/06/2013. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Ato2011-2014/2013/Lei/L12815.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Projeto de Lei Nº 6.969/2013. Institui a Política Nacional para a Conservação e o Uso Sustentável do Bioma Marinho (PNCMar) e dá outras providências. Câmara dos deputados Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Brasília, DF: 2013c. Disponível em: <<https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=604557>>. Acesso em fev. 2020.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). Resolução CIRM N° 001, de 21 de novembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Brasília, DF, Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – CIRM: Diário Oficial da União (DOU), 27/11/90. Disponível em: <<https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro52516/documento%201.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CIRM N° 005, de 03 de dezembro de 1997. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II (PNGC II). Brasília, DF, Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – CIRM: Diário Oficial da União (DOU), 14/01/1998. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br/secirm/files/resolucao-5-1997.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CIRM N° 006, de 02 de dezembro de 1998 (Agenda Ambiental Portuária). Brasília, DF, Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – CIRM: 02/12/1998. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Plano%20de%20Acao%20Federal%20PAF-ZC/Res.CIRM%20006-98%20AAP.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

COLLIE, J. S.; ADAMOWICZ, W. L. (Vic); BECK, M. W.; CRAIG, B.; ESSINGTON, T. E.; FLUHARTY, D.; RICE, J.; SANCHIRICO, J. M. Marine spatial planning in practice. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, v. 117, jan. 2013, p. 1-11. Disponível em: <<http://10.1016/j.Ecss.2012.11.010>>. Acesso em fev. 2020.

CUNHA, I.A.; FREDO, A.C.; AQUIAR, M.A.F. Gestão ambiental e competitividade dos portos: negociando uma agenda. Anais do XIII Simpósio de Engenharia de Produção (SIMPEP). Bauru, SP, Brasil, 2006. Disponível em: <http://www.simpep.feb.unesp.br/anais/anais_13/artigos/239.pdf>. Acesso em fev. 2020.

DARBRA, R.M.; PITTAM, N.; DARBRA, J.P.; JOURNEE, H. Survey on environmental monitoring requirements of European ports. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 3, mar. 2009, p. 1386-1403. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.010>>. Acesso em fev. 2020.

ENDRESEN, Ø.; BEHRENS, H.; BRYNESTAD, S.; ANDERSEN, A.; SKJONG, R. Challenges in global ballast water management. *Marine Pollution Bulletin*, v. 48, n. 7-8, apr. 2004, p. 615–623. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.016>>. Acesso em fev. 2020.

ESPO (EUROPEAN SEA PORTS ORGANIZATION). Green guide: towards excellence in port environmental management and sustainability. Brussel, Belgium: ESPO, 2012. 38p. Disponível em: <https://www.espo.be/media/espopublications/espo_green%20guide_october%202012_final.pdf>. Acesso em fev. 2020.

FREITAS, D. M. de; XAVIER, L. Y.; SHINODA, D. Relatório do Seminário Internacional: Planejamento Integrado do Espaço Marinho. Jornada de Gerenciamento Costeiro e Planejamento Espacial Marinho. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2014. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Programas%20Acoes%20e%20Iniciativas/Relatorio%20PEM%202014_revisao%20final_MMA.pdf>. Acesso em fev. 2020.

GANDRA, T.; BONETTI, J.; SCHERER, M.E.G. Onde estão os dados para o Planejamento Espacial Marinho (PEM)? Análise de repositórios de dados marinhos e das lacunas de dados geoespaciais para a geração de descritores para o PEM no Sul do Brasil. X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro, v. 44, edição especial, fev. 2018. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/download/54987/34942>>. Acesso em fev. 2020.

GERHARDINGER, C. L. et al. (org.) Diagnóstico socioambiental do ecossistema Babitonga. Joinville, SC: Universidade da Região de Joinville (Univille)/ Projeto Babitonga Ativa. 2a ed., 2017. 271p. Disponível em: <<https://drive.google.com/file/d/1jC3R8SfNreb4KbDg8mHEauLkR0t-Etep/view>>. Acesso em fev. 2020.

GLMRI (GREAT LAKES MARITIME RESEARCH INSTITUTE). Manual of Best Management Practices for Port Operations and Model Environmental Management System. University of Wisconsin and Purdue University. U.S. Maritime Administration. American great lakes ports association. 2009. 155p. Disponível em: <<http://www.glmri.org/downloads/resources/manualBestManagementPorts.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

GOBBI, N. C.; SANCHESC, V.M.L.; PACHECOD, E.B.A.V.; GUIMARÃES, M. J.A.C.; FREITAS, M.A.V. Management of plastic wastes at Brazilian ports and diagnosis of their generation. Marine Pollution Bulletin, v. 124, 2017, p. 67-73. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.004>>. Acesso em fev. 2020.

GOULARTI FILHO, A. Melhoramentos, reaparelhamentos e modernização dos portos brasileiros: a longa e constante espera. Revista Economia e Sociedade, v. 16. n. 3 (31), p. 455-489. dez. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ecos/v16n3/07.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

HLALI, A; HAMMAMI, S. Seaport Concept and Services Characteristics: Theoretical Test. The Open Transportation Journal, v. 11, 2017, p. 120-129. Disponível em: <<https://opentransportationjournal.com/VOL-UME/11/PAGE/120/PDF/>>. Acesso em fev. 2020.

ICMBio (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Sumário Executivo. 2016. 75p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/dcom_sumario_executivo_livro_vermelho_da_fauna_brasileira_ameaçada_de_extincao_2016.pdf>. Acesso em fev. 2020.

IMO (INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION). International Convention for the Prevention of Pollution of the Sea by Oil (OILPOL 1954). London: IMO, 1954. Disponível em: <<http://www2.ecolex.org/server2neu.php/libcat/docs/TRE/Full/En/TRE-000135.txt>>. Acesso em fev. 2020.

INCT (INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA MUDANÇAS CLIMÁTICAS). Mudanças Climáticas em Rede: Um olhar interdisciplinar. Contribuições do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas. Carlos A. Nobre; José A. Marengo (Orgs.). São José do Campos, SP: INCT, 2017. 608 p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jose_Marengo/publication/322638754_Mudancas_Climaticas_em_Rede_Um_olhar_interdisciplinar-Contribuicoes_do_Instituto_Nacional_de_Ciencia_e_Tecnologia_para_Mudancas_Climaticas/links/5a65d6efaca272a158200a2c/Mudancas-Climaticas-em-Rede-Um-olhar-interdisciplinar-Contribuicoes-do-Instituto-Nacional-de-Ciencia-e-Tecnologia-para-Mudancas-Climaticas.pdf>. Acesso em fev. 2020.

IOC (INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION). Marine spatial planning: A step-by-step approach toward Ecosystem-based Management. Ehler, Charles.; Douvère, Fanny. (Orgs.). Paris: Intergovernmental Oceanographic Commission, IOC-UNESCO, 2009. (IOC Manual and Guides; 53) (ICAM Dossier; 6). Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000186559/PDF/186559eng.pdf.multi>>. Acesso em fev. 2020.

IPEA (INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS APLICADAS). Gargalos e demandas da infraestrutura portuária e os investimentos do PAC: mapeamento IPEA de obras portuárias. Brasília: IPEA, 2009. 54p. (Texto para discussão; 1423). Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td_1423.pdf>. Acesso em fev. 2020.

JABLONSKI, S.; FILET, M. Coastal management in Brazil – A political riddle. Ocean & Coastal Management v. 51, n. 7, 2008, p. 536–543. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.06.008>>. Acesso em fev. 2020.

KITZMANN, D. I. S; ASMUS. M. L. Gestão ambiental portuária: desafios e possibilidades. Revista de Administração Pública, v. 40, n. 6, 2006, p. 1041-1060. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rap/v40n6/06.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

KITZMANN, D. I. S.; ASMUS, M. L.; KOEHLER, P. H. Gestão Ambiental Portuária: desafios, possibilidades e inovações em um contexto de globalização. Espaço Aberto, PPGG - UFRJ, v. 5, n. 2, 2014, p. 147-164. Disponível em: <<https://revistas.ufrj.br/index.php/EspacoAberto/article/download/3308/2577>>. Acesso em fev. 2020.

KOEHLER, H.W.; ASMUS, M.L. Gestão ambiental integrada em Portos Organizados: uma análise baseada no caso do porto de Rio Grande, RS–Brasil. Revista da Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management, v. 10, n. 2, 2010, p. 201-215. Disponível em: <https://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-171_Koehler.pdf>. Acesso em fev. 2020.

LLOYDA, M.G.; PEEL, D.; DUCK, R.W. Towards a social–ecological resilience framework for coastal planning. Land Use Policy, v. 30, n. 1, jan. 2013, p. 925-933. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landuse-pol.2012.06.012>>. Acesso em fev. 2020.

MARINHA DO BRASIL. NORMAM-20/DPC. Norma da autoridade marítima para o gerenciamento da água de lastro de navios. 2a. Rev. Brasília: Marinha do Brasil, Diretoria de Portos e Costas, 2019. (Portaria N. 423 /DPC, de 03 de dezembro de 2019). Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/dpc/sites/www.marinha.mil.br.dpc/files/NORMAM-20_REV2_MOD1.pdf>. Acesso em fev. 2020.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). Grupo de trabalho “coral sol”: Relatório final. Plano setorial para recursos do mar. Brasília, DF: MMA, 2018. 146 p. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br.secirm/files/relatorios/GTCoralSol-RelatorioFinalWeb.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. IV Plano de Ação Federal para Zona Costeira (2017-2019). Brasília, DF: MMA/GI-GERCO/CIRM, 2017. 35 p. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80105/PAF-ZC%202017-2019.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008. 242 p. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/macrodiagnostico>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Portaria Interministerial MMA/SEP/PR N° 425, de 26 de outubro de 2011. Institui o Programa Federal de Apoio à Regularização e Gestão Ambiental Portuária - PRGAP de portos e terminais portuários marítimos, inclusive os outorgados às Companhias Docas, vinculadas à SEP/PR. Brasília, DF. Diário Oficial da União (DOU), 28/10/2011. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/Portaria/Portaria_Interministerial_MMA.SEP.PR_no_425.2011.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA N° 001, de 23 de janeiro de 1986. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 17/02/1986. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA N° 237, de 19 de dezembro de 1997. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 22/12/1997. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA N° 306, de 5 de julho de 2002. Estabelece os requisitos mínimos e o termo de referência para realização de auditorias ambientais. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 19/07/2002. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30602.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA Nº 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 08/11/2012. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>>. Acesso em fev. 2020.

MONIÉ, F.; VIDAL, S.M. Cidades, portos e cidades portuárias na era da integração produtiva. RAP Rio de Janeiro, v. 40, n. 6, nov./dez. 2006, p. 975-995. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rap/v40n6/03.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

MTPA (MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, PORTOS E AVIAÇÃO CIVIL). Relação de TUPs autorizados 2013 até 2016. Brasília, DF: MTPA, 2017.

MUÑOZ, J.M.B. Política, Gestión y Litoral: Una nueva visión de la Gestión Integrada de áreas Litorales. Madrid: Editorial Tébar Flores, 2014 (con la colaboración de la Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe). 685 p.

NEBOT, N.; ROSA-JIMÉNEZ, C.; PIÉ NINOT, R.; PEREA-MEDINA, B. Challenges for the future of ports. What can be learnt from the Spanish Mediterranean ports? Ocean Coast. Manag., v. 137, mar. 2017, p. 165–174. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.12.016>>. Acesso em fev. 2020.

NEUMANN, V. H.; MEDEIROS, C.; PARENTE, L.; NEUMANN-LEITAO, S.; KOENING, M.L. Hydrodinamism, sedimentology, geomorphology and plankton changes at Suape area (Pernambuco-Brasil) after a port complex implantation. An. Acad. Bras. Ci., v. 70, n. 2, 1988, p. 313–326.

OLIVATTO, G.P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V.L.; MONTAGNER, C.C. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. Rev. Virtual Quim., v. 10, n. 6, 2018, p. 1968-1989. Disponível em: <<http://static.sites.sbg.org.br/rvq.sbg.org.br/pdf/v10n6a16.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

OLIVEIRA, D.S.; DOMINGUES, M.V.D.R.; ASMUS, M.L.; ABDALLAH, P.R. Expansão Portuária, Desenvolvimento Municipal e Alterações Ambientais no Brasil: Desafios para a gestão costeira. Revista da Gestão Costeira Integrada, v. 13, n. 1, mar. 2013, p. 79-87. Disponível em: <https://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-356_Oliveira.pdf>. Acesso em fev. 2020.

POLETTE, M; ASMUS, M.L. Meio ambiente marinho e Impactos antrópicos. In: Introdução às Ciências do Mar. Castello, Jorge P; Krug, Luiz C. (Orgs.). Pelotas: Ed. Textos, 2015. 602 p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Xavier_Castello2/publication/295546141_Introducao_as_Ciencias_do_Mar/links/56cb090208ae1106370b6a10/Introducao-as-Ciencias-do-Mar.pdf>. Acesso em fev. 2020.

PORTO DE ITAJAÍ. Autoridade Portuária de Itajaí. Enchente de 2008. Disponível em: <<http://www.portoitajai.com.br/novo/foto/9/Enchente%202008#leaf>>. Acesso em jan. 2020.

PORTO, M.M.; TEIXEIRA, S.G. Portos e Meio Ambiente. São Paulo: Editora Aduaneiras, 2002. 227p.

PUIG, M.; WOOLDRIDGE, C.; MICHAIL, A.; DARBRA, R.M. Current status and trends of the environmental performance in European ports. Environmental Science & Policy, v. 48, apr. 2015, p. 57-66. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.004>>. Acesso em fev. 2020.

SAZ-SALAZAR, S. del; GARCÍA-MENÉNDEZ, L.; MERK, O. The Port and its Environment. Methodological Approach for Economic Appraisal. Paris: OECD, 2013. (OECD Regional Development Working Papers; 2013/24). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1787/5k3v1dvv1dd2-en>>. Acesso em fev. 2020.

SCHERER, M.E.G.; SILVA, T.S.; AMSUS, M.L.; GRUBER, N.S.; PINTO DE LIMA, R.; FILET, M. Avaliação do Desenvolvimento do Sistema de Governança Pública Costeira Brasileira: 2009 a 2018. Revista Costas, v. 1 (volume especial), n. 2, 2020, p. 23-42. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Tatiana-Silva5/publication/339043879_Avaliacao_do_desenvolvimento_do_sistema_de_governanca_publica_-_costeira_brasileira_-_2009_a_2018/links/5e3a9da7458515072d80677a/Avaliacao-do-desenvolvimento-do-sistema-de-governanca-publica-costeira-brasileira-2009-a-2018.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SCHERER, M. E.G.; ASMUS, M.L.; GANDRA, T.B.R. Avaliação do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro no Brasil: União, Estados e Municípios. X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro. v. 44, edição especial, fev. 2018. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/download/55006/34944>>. Acesso em fev. 2020.

SCHERER, M. E.G.; EMERIM, G.M.; FELIZ, A., PRATA, P.M. Gerenciamento Costeiro municipal: uma abordagem metodológica. Blumenau: Nova Letra, 2014. 192 p.

SCHERER, M.E.G.; SANCHES, M; NEGREIROS, D.H. de; Red Iberoamericana de Manejo Costero – Brasil; Agência Brasileira de Gerenciamento Costeiro. Gestão das Zonas Costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico. Cádiz: Red IBERMAR (CYTED), 2010. 37 p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Marinez-Scherer/publication/285131003_Gestao_das_Zonas_Costeiras_e_as_Politicas_Publicas_no_Brasil_um_diagnostico/links/553429610cf20ea0a076a18d/Gestao-das-Zonas-Costeiras-e-as-Politicas-Publicas-no-Brasil-um-diagnostico.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SEP (SECRETARIA ESPECIAL DE PORTOS) e UFRJ (UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO). Guia de Boas Práticas Portuárias. Programa de Conformidade do Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos nos Portos Marítimos Brasileiros. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Renata-Barreto2/publication/332497360_Guia_de_Boas_Praticas_portuarias/links/5cb86711a6fdcc1d499d0892/Guia-de-Boas-Praticas-portuarias.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SEP (SECRETARIA ESPECIAL DE PORTOS). Plano Nacional de Logística Portuária – PNLP. Sumário Executivo. Brasília, DF: SEP, 2015. 59 p. Disponível em: <http://www.infraestrutura.gov.br/images/SNP/planejamento_portuario/arquivos_pnlp/SumarioExecutivoPNLP.pdf>. Acesso em: fev. 2020.

_____. Portaria SEP Nº 104, de 29 de abril de 2009. Dispõe sobre a criação e estruturação do Setor de Gestão Ambiental e de Segurança e Saúde no Trabalho nos portos e terminais marítimos, bem como naqueles outorgados às Companhias Docas. Brasília, DF: SEP, 2009a. Diário Oficial da União (DOU), 05/05/2009. Disponível em: <<http://portal.antaq.gov.br/wp-content/uploads/2017/03/Portaria-SEP-n%C2%BA-104-2009.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Portaria SEP Nº 414, de 30 de dezembro de 2009. Estabelece as diretrizes, os objetivos gerais e os procedimentos mínimos para a elaboração do Plano de Desenvolvimento e Zoneamento Portuário – PDZ. Brasília, DF: SEP, 2009b. Disponível em: <<https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro192180/portaria%20sep%20n%C2%BA%20414,%20de%2030-12-2009.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

SOARES, M.O., TEIXEIRA, C.E.P., BEZERRA, L.E.A., ROSSI, S., TAVARES, T., CAVALCANTE, R.M. Brazil oil spill response: Time for coordination. Science. 2020: Vol. 367, Issue 6474, pp. 155. DOI: 10.1126/science.aaz9993.

UN (UNITED NATIONS). The Ocean Conference. Fact Sheet: People and Oceans. New York: United Nations, 5-9 June, 2017. Disponível em: <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/wp-content/uploads/2017/05/Ocean-fact-sheet-package.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

UNCTAD (UNITED NATIONS CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT). Review of Maritime Transport 2018. Switzerland: UNCTAD, 2018. 102 p. Disponível em:

<https://unctad.org/en/PublicationsLibrary/rmt2018_en.pdf>. Acesso em fev. 2020.

UN-HABITAT (UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME). State of the world's cities 2012/2013: Prosperity of cities. Nairobi: UN-HABITAT, 2012. 149 p. Disponível em:

<<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/745habitat.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

VEIGA LIMA, F.A. A expansão do setor portuário no Brasil e os desafios para a gestão das zonas costeiras. 2018. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2018.

VIANA, M.; HAMMINGH, P.; COLETTE, A.; QUEROL, X.; DEGRAEUWE, B.; VLIEGER, I. de; AAR-DENNE, J. van. Impact of maritime transport emissions on coastal air quality in Europe. Atmospheric Environment, v. 90, 2014, p. 96-105. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.046>>. Acesso em fev. 2020.

VIEIRA, P.F.; BERKES, F.; SEIXAS, C.S. Gestão Integrada e Participativa de Recursos Naturais: conceitos, métodos e experiências. Florianópolis: APED e Secco, 2005. 415 p.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS COMPLETAS

Capítulo 1

ABOGADO, C.; MENDEZ, M. Propuesta Metodologica para la Delimitacion de las Zonas Costeras. Revista Terra, N27 e 28, vols. XVIII e XIX. Caracas, Venezuela: Universidad Central de Venezuela, 2003.

AEC (Anuário Estadístico de Cuba), 2018. Serie Estadística. Capitulo 1. Território. Disponível em: <<http://www.onei.gob.cu/node/14748>>.

ANDRADE, B.; ARENAS, F.; GUIJÓN, R. Revisión Crítica del Marco Institucional y Legal Chileno del Ordenamiento Territorial: El Caso de la Zona Costera. Revista de Geografía Norte Grande, v. 41, 2008, p. 23-48.

BARRAGÁN, M.J.M. Medio Ambiente y Desarrollo en Áreas Litorales: Introducción a la Planificación y Gestión Integradas. Cádiz, España: Universidad de Cádiz, 2003. 301 p.

BARRAGÁN, M.J.M.; ANDRÉS, M. de. Aspectos básicos para uma gestão integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. Revista de Gestão Costeira Integrada (*Journal of Coast Zone Management*), v. 16, n. 2, 2016, p. 171-183.

BATISTA, C.M. Coastal Boundaries. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht, Holland: Springer, 2018a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_74-2>. Acesso em dez. 2019.

_____. Coastal Flood Hazard Mapping. In: Finkl C., Makowski C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht, Holland: Springer, 2018b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_356-1>. Acesso em dez. 2019.

_____. Coastal Risk. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). Encyclopedia of Coastal Science. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Dordrecht, Holland: Springer, 2018c. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-48657-4_408-1>. Acesso em dez. 2019.

BIRD, E.C. Coastal Geomorphology: an introduction. Second Edition. New Jersey, USA: John Wiley & Sons Ltd., 2008. 436p.

BRASIL. Decreto No 5.300, de 07 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei No 7.661, de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro - PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2004/Decreto/D5300.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto No 5.377, de 23 de fevereiro de 2005. Aprova a Política Nacional para os Recursos do Mar. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/02/2005. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Decreto/D5377.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto No 99.165, de 12 de março de 1990. Promulga a Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 14/03/1990. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1990/decreto-99165-12-marco-1990-328535-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Presidencial de 12 de maio de 1980. Institui a Política Nacional para os Recursos do Mar. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 13/05/1980.

_____. Portaria No 461, de 13 de dezembro de 2018. Aprova a relação dos municípios abrangidos pela faixa terrestre da Zona Costeira brasileira. Diário Oficial da União (DOU), 17/12/2018. disponível em: <http://www.mpf.mp.br/atuacao-tematica/ccr4/dados-da-atuacao/grupos-de-trabalho/encerrados/gt-zona-costeira/docs-zona-costeira/acps-zona-costeira/manual_atuacao_zona_costeira.pdf>. Acesso em dez. 2019.

CARTER, R.W.G.; WOODROFFE, C.D. Coastal Evolution: an introduction. In: R.W.G. Carter and C.D. Woodroffe (orgs.). Coastal Evolution. Great Britain, United Kingdom: Cambridge University Press, 1994, p. 1-31.

CASTRO, C.; ALVARADO, C. La Gestión del Litoral Chileno: Un Diagnóstico. Santiago, Chile: Universidad Católica de Chile, Instituto de Geografía; CYTED-IBERMAR, 2009, p. 211-234.

CICIN-SAIN, B.; KNECHT, R.W. Integrated Coastal and Ocean Management Concepts and Practices. Washington, DC: Island Press, 1998. 543p.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). Resolução CIRM No 01, de 21 de novembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 27/11/1990.

_____. Resolução CIRM No 05, de 3 de dezembro de 1997. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II (PNGC II). Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 04/12/1997.

CLARK, J. Coastal Ecosystem Management. A technical manual for conservation of coastal zone resources. New Jersey, USA: John Wiley & Sons, Inc., 1977. 928p.

_____. Coastal Zone Management Handbook. Florida, USA: CRC press, 1995. 720 p.

COHEN, J.E.; SMALL, C.; MELLINGER, A.; GALLUP, J.; SACHS, J.; MOONERY, H.A. Estimates of Coastal Populations. *Science*, v. 278, n. 5341, 1997, p. 1209-1213. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/246091604_Estimates_of_Coastal_Populations>. Acesso em ago. 2019.

CORTEZAO, J. Necessidades do Gerenciamento Costeiro. In: Anais do I Seminário Internacional de Gerenciamento Costeiro. Rio de Janeiro, RJ: SEMA, 1984, p.120-133.

COWEL, P.J.; THOM, B.G. Morphodynamic of coastal evolution. In: Carter & Woodroffe (orgs.) Coastal Evolution. Great Britain: Cambridge University Press, 1994. p. 33-86.

CREEL, L. Ripple effects: population and coastal regions. Population, Health, and Environment Program – PRB. 2003. Disponível em: <<https://www.prb.org/rippleeffectspopulationandcoastalregions/>>. Acesso em set. 2019.

CUNHA, L.H; COELHO, M.C.N. Política e gestão ambiental. In: Cunha e Guerra (orgs.). A questão Ambiental. Rio de Janeiro, RJ, Brasil: Bertrand Brasil, 2003. p. 43-80.

DIAS, J.A. Gestão Integrada das Zonas Costeiras: mito ou realidade? In: Anais do II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa, IX Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário, II Congresso do Quaternário dos Países de Língua Ibéricas. Recife, PE, Brasil, 2003. 1-5p.

DOMINGUEZ, J.M.L. The Coastal Zone of Brazil an overview. *Journal of Coastal Research*, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), 2006, p. 16-20.

ELLIOTT, M.; McLUSKY, D.S. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 55, 2002, p. 815-827. Disponível em: <ftp://oceane.obs-vlfr.fr/pub/gattuso2/eurotroph/data/publications/Elliott_and_McLusky.pdf>. Acesso em set. 2019.

FRENCH, P.W. Coastal and Estuarine Management. London, England: Routledge, 1997. 251p.

_____. Coastal Zone Management. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). *Encyclopedia of Coastal Science*. Encyclopedia of Earth Sciences. Dordrecht, Holland: Springer, 2005. p. 313-319.

GALLOWAY, W.E. Process Framework for Describing the Morphologic and Stratigraphic Evolution of Deltaic Depositional Systems. In: Broussard, M.L. (ed.). *Deltas: Models for Explanation*. Texas, USA: Houston Geological Society, 1975. p. 87-98. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/287828682_Process_framework_for_describing_the_morphologic_and_stratigraphic_evolution_of_deltaic_depositional_system>. Acesso set. 2019.

GARCIA, M.G. La Zona Costera y el papel de las ciencias en las pequeñas islas: oportunidades y desafíos. In: Proceedings Second International Conference on Oceanography, Lisbon, 1994, p.5. [Doc. IOC/OCEAN/WD/74(cc)]

GRABER, H.F.P. Coastal Boundaries. In: Finkl, C.; Makowski, C. (eds.). *Encyclopedia of Coastal Science*. Encyclopedia of Earth Sciences. Dordrecht, Holland: Springer, 2005. p. 246-250.

GUILCHER, A. Morphologie Littorale et Sous-Marine. Paris, France: Press Universitaires de France, 1954, 215p.

HENRÍQUEZ, O. et al. Guía de zonificación costera para el ordenamiento territorial. Primera Edición. Chile: Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (SUBDERE), 2011. 111p.

HUGGET, R.J. Fundamentals of Geomorphology. Second Edition. Routledge Fundamentals of Physical Geography. London and New York: Routledge, 2007. 458p.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Censo Demográfico 2000: características gerais da população. Resultados da amostra. IBGE, 2003. Disponível em <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=783>>. Acesso em set. 2019.

JOHNSON, D.W. Shore Processes and Shoreline Development. New Jersey, USA: John Wiley & Sons Ltd., 1919. 584p.

KETCHUM, B. That water's edge: critical problems of the coastal zone. Cambridge, MA: Massachusetts Institute of Technology Press, 1972. 10p.

KOMAR, P.D. Beach Processes and Sedimentation. New Jersey, USA: Prentice-Hall Inc., 1976. 428p.

MARTÍNEZ, M.L.; INTRALAWAN, A.; VASQUEZ, O.; PÉREZ-MAQUEO, P.S.; LANDGRAVE, R. The coasts of our world: Ecological, economic and social importance. *Ecological Economics*, v. 6, Issues 2-3, 2007, p. 254-272.

MARTÍNEZ, S.J.M. *et al.* Zona costera de Cuba. Segunda Parte. Cuba: Universidad para todos, 2012. 16p. Disponível em: <<http://www.redciencia.cu/geobiblio/paper/2012-UPT-Zona%20costera%20Parte%20II.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

- MARTINS, F.M. Políticas de Planeamento, Ordenamento e Gestão Costeira. Contributo para uma discussão metodológica. 1997. 270 f. Tese (Doctoral) – Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro, Portugal, 1997.
- McGRANAHAN, G.; BALK, D.; ANDERSON, B. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment and Urbanization*, v. 19, n. 1, 2007, p. 17-37. Disponível em: <<http://eau.sagepub.com/cgi/content/abstract/19/1/17>>. Acesso em dez. 2019.
- MENDONÇA, M.; SILVA, L. Área da cidade passíveis de alagamento pela elevação do nível do mar. In: Gusmão, P., Carmo, P.; Vianna, B. (orgs.). *Rio Próximos 100 anos*. Rio de Janeiro: IPP/SMU, 2008. p. 80-129.
- MILANÉS-BATISTA, C. 2014. Método integrado para demarcar y delimitar las zonas costeras (DOMIZC): estudio del caso de Santiago de Cuba. Universidad de Oriente, Santiago de Cuba. (PhD Thesis). 120 p. DOI: 10.13140/RG.2.1.1800.4086. Disponível em <https://www.researchgate.net/profile/Celene_Milanes_Batista>. Acesso em dez. 2019.
- MILANÉS-BATISTA, C.; PEREIRA, C.I.; BOTERO, C.M. Improving a decree law about coastal zone management in a small island developing state: The case of Cuba. *Marine Policy*, v. 101, 2019, p. 93-107.
- MILANÉS-BATISTA, C.; SUÁREZ, A.; BOTERO, S.C.M. Novel method to delimitate and demarcate coastal zone boundaries. *Journal Ocean and Coastal Management*, v. 144, 2017, p. 105-119.
- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). MMA divulga municípios da zona costeira. 19 dez. 2018a. Disponível em: <<https://mma.gov.br/informma/item/15352-definidos-munic%C3%ADpios-da-zona-costeira.html>>. Acesso em fev. 2020.
- _____. Portaria MMA No 461, de 13 de dezembro de 2018. Aprova a relação dos municípios abrangidos pela faixa terrestre da Zona Costeira brasileira. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 17/12/2018b. Disponível em: <http://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55445013/do1-2018-12-17-portaria-n-461-de-13-de-dezembro-de-2018-55444930>. Acesso em dez. 2019.
- MOORE, W.G. A dictionary of Geography. Revised and Enlarged Edition. UK: Penguin Books, 1952. 234p.
- MORAES, A.C.R. Contribuições para a gestão costeira do litoral brasileiro. São Paulo: Ed. Huicitec, Ed. USP. 229p.
- MUEHE, D. Definição de limites e tipologias da orla sob aspectos morfodinâmico e evolutivo. In: MMA (org.) Projeto Orla: subsídios para um projeto de gestão. Brasília: Ministério do Meio Ambiente e Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2004. p.13-32.
- _____. O litoral Brasileiro e sua compartimentação. In: Cunha, S.B., Guerra, A.J.T. (orgs.). *Geomorfologia do Brasil*. 4. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006. p. 273-349.
- NYBAKKEN, J.W.; BERTNESS, M.D. *Marine Biology: An Ecological Approach*. 6. ed. EUA: Ed. Benjamin Cummings, 2004. 592p.
- ODUM, E.P. *Ecologia*. Christopher J. Tribe (trad.). Rio de Janeiro: Interamericana, 1985. 434p.
- OERTEL, G.F. Coasts, Coastlines, Shores, and Shorelines. In: *Encyclopedia of Coastal Science*. Encyclopedia of Earth Sciences. Dordrecht, Holland: Springer, 2005. p. 323-327.
- PENNING-ROUSELL. Introduction. In: OECD (org.). *Coastal Zone Management selected case studies*. Paris, France: OECD, 1993. p. 15-23.
- PÉREZ-CAYEIRO, M.L.; RUIZ, J.A.C.; GARRIDO, M.A.; SÁNCHEZ, J.A.L. *Revista de Gestão Costeira Integrada (Journal of Integrated Coastal Zone Management)*, v. 16, n. 2, 2016, p. 207-222.
- POLETTE, M. e SILVA, L.P. Gesamp Icam e PNGC – Análise comparativa entre as metodologias de gerenciamento costeiro integrado. *Revista da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência*, n. 4 (Tema e Tendências: Gestão das Águas), 2003, p. 27-30.
- RAFFAELLI, D.; KARAKASSIS, I.; GALLOWAY, W.E. Zonation schemes on sandy shores: a multivariate approach. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, v. 148, 1991, p. 241-253.
- REDE BIOMAR. *Manual de Ecossistemas Marinhos e Costeiros para Educadores*. São Paulo, SP: Ed. Comunicar, 2016. 64p.
- REPÚBLICA DE CUBA. Decreto-Ley 212. Gestión de la Zona Costera. Centro de Investigaciones Tecnología de Medio Ambiente. Gaceta Oficial de la República de Cuba, La Habana, Cuba, 2000, p. 18.
- ROBERT, K.; ALDER, J. *Coastal Planning and Management*. Oxfordshire, United Kingdom: Taylor & Francis Group, 1999. 387p.
- SCHLOTFELDT, C. Parte IV, Gestión Sustentable del Borde Costero: Un Desafío de Gobernabilidad. In: Konrad Adenauer. *Gestión Ambiental a Nivel Local*. Corporación Ambiental del Sur. Santiago, Chile: Ediciones Surambiente, 2005.
- SHORT, A.D.; KLEIN, A.H.F. (eds.) *Brazilian beach systems*. In: Finkl, C.W. (ed.). *Coastal Research Library*. Book 17. Dordrecht: Springer, 2016. 611p.

SILVA, C.G.; PATCHINEELAM, S.M.; BAPTISTA NETO, J.A.; PONZI, V.R.A. Ambientes de sedimentação costeira e processos morfodinâmicos atuantes na linha de costa. In: Baptista Neto, J.A.; Ponzi, V.R.A.; Siches, S.E. (orgs.). *Introdução à Geologia Marinha*. Rio de Janeiro, RJ: Interciência Ed., 2004, p. 176-218.

SMALL, C.; GORNITZ, V.; COHEN, J.E. Coastal Hazards and the Global Distribution of Human Population. *Environmental Geosciences*, v. 7, n. 1, 2000, p. 3-12.

SMALL, C.; NICHOLLS, R.J. A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *Journal of Coastal Research*, v. 19, n. 3, 2003, p. 584-599.

SORENSEN, J.C.; McCREARY, St.; BRANDANI, A. *Costas: arreglos institucionales para manejar ambientes e recursos costeros*. Rhode Island, USA: Universidade de Rhode Island, Centro de Recursos Costeros, 1992. 185p.

SOUZA, J. M. de. Mar territorial, zona econômica exclusiva ou plataforma continental? *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 17, n. 1, 1999, p. 79-82.

SOUZA, M.L. *Os conceitos fundamentais da pesquisa sócio-espacial*. Rio de Janeiro, RJ: Bertrand Brasil, 2013. 319p.

STEER, R.; ARIAS-ISAZA, F.; RAMOS, A.; SIERRA-CORREA, P.; ALONSO, D.; OCAMPO, P. Documento base para la elaboración de la Política Nacional de Ordenamiento integrado de las zonas costeras colombianas. Documento de consultoría para el Ministerio del Medio Ambiente. Serie de Publicaciones especiales No 6., Bogotá, Colombia, 1997. 390p.

SUMMERFIELD, M.A. *Global geomorphology: an introduction to the study of landforms*. New Jersey, USA: Prentice Hall Inc., 2001. 537 p.

TESCHEMACHER v THOMPSON, 18 Cal. 11, 1861, 73-260p.

UN (UNITED NATIONS). Convention on the Territorial Sea and the Contiguous Zone. Geneva, 29 april 1958. Disponível em: <https://www.gc.noaa.gov/documents/8_1_1958_territorial_sea.pdf>. Acesso em dez. 2019.

UNDP (UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAMME). *Human Development Report 2016. Human Development for Everyone*. Canadá: UNDP, 2016. 286p. Disponível em: <http://hdr.undp.org/sites/default/files/2016_human_development_report.pdf>. Acesso em dez. 2019.

UNITED STATES CONGRESS. *Coastal Zone Management Act of 1972*. Washington D.C., USA: United States Congress, 1972. (Public Law 92-583). Disponível em: <<https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/STATUTE-86/pdf/STATUTE-86-Pg1280.pdf>>. Acesso em jan. 2015.

WOODROFFE, C. *Coasts: Forms, process and evolution*. Great Britain, United Kingdom: Cambridge University Press, 2002. p.640.

WRIGHT, L.D.; SHORT, A. Morphodynamic Variability of Surf Zones and Beaches: a synthesis. *Marine Geology*, v. 56, 1984, p. 93-118.

Capítulo 2

ACHA, E.M.; MIANZAN, H.W.; GUERRERO, R.A.; FAVERO, M.; BAVA, J. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. *Journal of Marine systems*, v. 44, n. 1-2, p. 83-105. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.09.005>>. Acesso em fev. 2020.

ALAMANY, G.R.; CONNOLLY, S.R.; HEATH, D.D.; HOGAN, J.D.; JONES, G.P.; McCOOK, L.J.; MILLS, M.; PRESSEY, R.L.; WILLIAMSON, D.H. Connectivity, biodiversity conservation and the design of marine reserve networks for coral reefs. *Coral Reefs*, v. 28, n. 2, 2009, p. 339-351. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Morena_Mills/publication/225393204_Connectivity_biodiversity_conservation_and_the_design_of_marine_reserve_networks_for_coral_reefs/links/0c96051fa7d4428f73000000/Connectivity-biodiversity-conservation-and-the-design-of-marine-reserve-networks-for-coral-reefs.pdf>. Acesso em fev. 2020.

ANTHONY, E.J.; OXFORD, J.D. Between wave-and tide-dominated coasts: the middle ground revisited. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 36, 2002, p. 8-16. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Julian_Orford/publication/284041830_Between_Wave_and_Tide-Dominated_Coasts_the_Middle_Ground_Revisited/links/57833e3d08ae5f367d3b6b7e/Between-Wave-and-Tide-Dominated-Coasts-the-Middle-Ground-Revisited.pdf>. Acesso em fev. 2020.

BELKIN, I.M.; CORNILLON, P.C.; SHERMAN, K. Fronts in large marine ecosystems. *Progress in Oceanography*, v. 81, n. 1-4, 2009, p. 223-236. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2009.04.015>>. Acesso em fev. 2020.

BEMVENUTI, C.E.; ANGONESI, L.G.; GANDRA, M.S. Effects of dredging operations on soft bottom macrofauna in a harbor in the Patos Lagoon estuarine region of southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 4, 2005, p. 573-581. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1519-69842005000400003>>. Acesso em fev. 2020.

- BRINK, K.H. Cross-shelf exchange. *Annual review of marine science*, v. 8, 2016, p. 59-78. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015717>>. Acesso em fev. 2020.
- BROWN, E. *Waves, tides and shallow-water processes*. Vol. 4. Elsevier, 1999. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-036372-1.X5000-4>>. Acesso em fev. 2020.
- CALADO, L.; SILVEIRA, I.C.A. da; GANGOPADHYAY, A.; CASTRO, B.M. de. Eddy-induced upwelling off Cape São Tomé (22o S, Brazil). *Continental Shelf Research*, v. 30, n. 10-11, 2010, p. 1181-1188. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Avijit_Gangopadhyay/publication/223408284_Eddy-induced_upwelling_off_Cape_Sao_Tome_22S_Brazil/links/59f13469aca272cdc7ce09df/Eddy-induced-upwelling-off-Cape-Sao-Tome-22S-Brazil.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- CALLIARI, L.J.; SPERANSKI, N.S.; TORRONTÉGUY, M.; OLIVEIRA, M.B. The mud banks of Cassino Beach, southern Brazil: characteristics, processes and effects. *Journal of Coastal Research, Special Issue 34*, 2001, p. 318-325. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/25736298?seq=1>>. Acesso em fev. 2020.
- CAMPBELL, T.J.; BENEDET, L. Beach nourishment magnitudes and trends in the US. *Journal of Coastal Research, Special Issue 39*, 2004, p. 57-64. Disponível em: <http://www.cerf-jcr.org/images/stories/09_tom.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- CARTER, R.W.G.; WOODROFFE, C.D. (Ed.). *Coastal evolution: Late Quaternary shoreline morphodynamics*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 1997.
- CASTRO, B.M.; LEE, T.N. Wind-forced sea level variability on the southeast Brazilian shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 100, n. C8, 1995, p. 16045-16056. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/95JC01499>>. Acesso em fev. 2020.
- CAUNHYE, A.M.; NIE, X.; POKHAREL, S. Optimization models in emergency logistics: A literature review. *Socio-economic planning sciences*, v. 46, n. 1, 2012, p. 4-13. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seps.2011.04.004>>. Acesso em fev. 2020.
- CHEN, S.N. Enhancement of alongshore freshwater transport in surface-advected river plumes by tides. *Journal of Physical Oceanography*, v. 44, n. 11, 2014, p. 2951-2971. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-14-0008.1>>. Acesso em fev. 2020.
- COLE, K.L.; HETLAND, R.D. The effects of rotation and river discharge on net mixing in small-mouth kelvin number plumes. *Journal of Physical Oceanography*, v. 46, n. 5, 2016, p. 1421-1436. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-13-0271.1>>. Acesso em fev. 2020.
- CSANADY, G.T. Circulation in the coastal ocean. *Advances in geophysics*, v. 23, 1981, p. 101-183. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0065-2687\(08\)60331-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2687(08)60331-3)>. Acesso em fev. 2020.
- CUCCO, A.; UMGIESSER, G. Modeling the Venice Lagoon residence time. *Ecological modelling*, v. 193, n. 1-2, 2006, p. 34-51. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.07.043>>. Acesso em fev. 2020.
- CUSHMAN-ROISIN, B.; BECKERS, J.M. *Introduction to geophysical fluid dynamics: physical and numerical aspects*. v. 101. 2a. ed. Cambridge: Academic press, 2011. 875p. Disponível em: <<https://www.elsevier.com/books/introduction-to-geophysical-fluid-dynamics/cushman-roisin/978-0-12-088759-0>>. Acesso em fev. 2020.
- EGBERT, G.D.; EROFEEVA, S.Y. Efficient inverse modeling of barotropic ocean tides. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, v. 19, n. 2, 2002, p. 183-204. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0426\(2002\)019%3C0183:EIMOBO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0426(2002)019%3C0183:EIMOBO%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- ELLISON, T.H.; TURNER, J.S. Turbulent entrainment in stratified flows. *Journal of Fluid Mechanics*, v. 6, n. 3, 1959, p. 423-448. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S0022112059000738>>. Acesso em fev. 2020.
- FERNANDES, E.H.L.; DYER, K.R.; MOLLER, O.O. Spatial gradients in the flow of southern Patos Lagoon. *Journal of Coastal Research*, v. 21, n. 4, 2005, p. 759-769. Disponível em: <<http://repositorio.furg.br/handle/1/2863>>. Acesso em fev. 2020.
- FONG, D.A.; GEYER, W.R. The alongshore transport of freshwater in a surface-trapped river plume. *Journal of Physical Oceanography*, v. 32, n. 3, 2002, p. 957-972. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(2002\)032%3C0957:TATOFI%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(2002)032%3C0957:TATOFI%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- GANGOPADHYAY, A.; ROBINSON, A.R. Feature-oriented regional modeling of oceanic fronts. *Dynamics of Atmospheres and Oceans*, v. 36, n. 1-3, 2002, p. 201-232. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Avijit_Gangopadhyay/publication/222530138_Feature-oriented_regional_modeling_of_oceanic_fronts/links/59f13468458515bfd07fba55/Feature-oriented-regional-modeling-of-oceanic-fronts.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- GARRISON, T. S. *Oceanography: an invitation to marine science*. Cengage Learning, 2012.
- GARVINE, R. W. Penetration of buoyant coastal discharge onto the continental shelf: A numerical model experiment. *Journal of Physical Oceanography*, v. 29, n. 8, 1999, p. 1892-1909. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1999\)029%3C1892:POBCDO%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1999)029%3C1892:POBCDO%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.

- GEYER, W.R.; TROWBRIDGE, J.H.; BOWEN, M.M. The dynamics of a partially mixed estuary. *Journal of Physical Oceanography*, v. 30, n. 8, 2000, p. 2035-2048. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(2000\)030%3C2035:TDOAPM%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(2000)030%3C2035:TDOAPM%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- HALVERSON, M.J.; PAWLOWICZ, R. Estuarine forcing of a river plume by river flow and tides. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 113, C09033, 2008. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/f0e9/b33ae03d581e38f68f098f8f2c8d96a1244e.pdf>>. Acesso em fev. 2020.
- HETLAND, R.D. Relating river plume structure to vertical mixing. *Journal of Physical Oceanography*, v. 35, n. 9, 2005, p. 1667-1688. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO2774.1>>. Acesso em fev. 2020.
- _____. Suppression of baroclinic instabilities in buoyancy-driven flow over sloping bathymetry. *Journal of Physical Oceanography*, v. 47, n. 1, 2017, p. 49-68. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-15-0240.1>>. Acesso em fev. 2020.
- HICKEY, B.M.S.L.; GEIER, S.; KACHEL, N.; MacFAYDEN, A. A bi-directional river plume: The Columbia in summer. *Continental Shelf Research*, v. 25, n. 14, 2005, p. 1631-1656. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.04.010>>. Acesso em fev. 2020.
- HOEFEL, F.; ELGAR, S. Wave-induced sediment transport and sandbar migration. *Science*, v. 299, n. 5614, 2003, p. 1885-1887. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/299/5614/1885>>. Acesso em 2020.
- HOLTHUIJSEN, L. H. Waves in oceanic and coastal waters. Cambridge university press, 2010. Disponível em: <http://www.sisal.unam.mx/labeco/LAB_ECOLOGIA/OF_files/82571738-Waves-in-Oceanic-and-Coastal-Waters.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- HORNER-DEVINE, A.R.; HETLAND, R.D.; MacDONALD, D.G. Mixing and transport in coastal river plumes. *Annual Review of Fluid Mechanics*, v. 47, 2015, p. 569-594. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-fluid-010313-141408>>. Acesso em 2020.
- HOUZE Jr., R.A.; CHEN, S.S.; LEE, W.C.; ROGERS, R.F.; MOORE, J.A.; STOSSMEISTER, G.J.; BELL, M.M.; CETRONE, J.; ZHAO, W.; BRODZIK, S.R. The hurricane rainband and intensity change experiment: Observations and modeling of Hurricanes Katrina, Ophelia, and Rita. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 87, n. 11, 2006, p. 1503-1522. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Robert_Rogers8/publication/259782428_The_Hurricane_Rainband_and_Intensity_Change_Experiment_Observations_and_Modeling_of_Hurricanes_Katrina_Ophelia_and_Rita/links/0f31752ea6786d9cc2000000/The-Hurricane-Rainband-and-Intensity-Change-Experiment-Observations-and-Modeling-of-Hurricanes-Katrina-Ophelia-and-Rita.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- HUGHS, S.A. Physical models and laboratory techniques in coastal engineering. v. 7. World Scientific, 1993. 588p. Disponível em: <<https://doi.org/10.1142/2154>>. Acesso em fev. 2020.
- IRISH, J.L.; RESIO, D.T.; RATCLIFF, J.J. The influence of storm size on hurricane surge. *Journal of Physical Oceanography*, v. 38, n. 9, 2008, p. 2003-2013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jay_Ratcliff/publication/240687860_The_Influence_of_Storm_Size_on_Hurricane_Surge/links/0c96053483dacedfc5000000/The-Influence-of-Storm-Size-on-Hurricane-Surge.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- IZETT, J.G.; FENNEL, K. Estimating the Cross-Shelf Export of Riverine Materials: Part 2. Estimates of Global Freshwater and Nutrient Export. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 32, n. 2, 2018, p. 176-186. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Katja_Fennel/publication/321930443_Estimating_the_Cross-Shelf_Export_of_Riverine_Materials_Part_2_Estimates_of_Global_Freshwater_and_Nutrient_Export/links/5bf81165299bf1a0202dbcc/Estimating-the-Cross-Shelf-Export-of-Riverine-Materials-Part-2-Estimates-of-Global-Freshwater-and-Nutrient-Export.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- KAMPEN, N.G. van. Stochastic processes in physics and chemistry. v. 1. Elsevier, 1992.
- KENNISH, M.J.; PAERL, H.W. Coastal lagoons: critical habitats of environmental change. CRC Press, 2010.
- KIRINUS, E.D.P.; MARQUES, W.C.; COSTA, J.C.D.; FERNANDES, E.H.L. The contribution of waves in mixing processes of the Patos Lagoon plume. *International Journal of Geosciences*, v. 3, n. 5, 2012, p. 1019-1026. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/258653066_The_Contribution_of_Waves_in_Mixing_Processes_of_the_Patos_Lagoon_Plume/fulltext/5ad0fd93458515c60f4fd422/The-Contribution-of-Waves-in-Mixing-Processes-of-the-Patos-Lagoon-Plume.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- KOURAFALOU, V.H.; OEY, L.Y.; WANG, J.D.; LEE, T.N. The fate of river discharge on the continental shelf: 1. Modeling the river plume and the inner shelf coastal current. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 101, n. C2, 1996, p. 3415-3434. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/95JC03024>>. Acesso em fev. 2020.
- LAI, Z.; MA, R.; GAO, G.; CHEN, C.; BEARDSLEY, R. C. Impact of multichannel river network on the plume dynamics in the Pearl River estuary. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 120, n. 8, 2015, p. 5766-5789. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2014JC010490>>. Acesso em fev. 2020.
- LAKHAN, V.C. (Ed.). Advances in coastal modeling. v. 67. 1a. ed. Elsevier, 2003. 614p.
- LEE, J.; VALLE-LEVINSON, A. Bathymetric effects on estuarine plume dynamics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 118, n. 4, 2013, p. 1969-1981. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/jgrc.20119>>. Acesso em fev. 2020.

LOHMANN, R.; BELKIN, I.M. Organic pollutants and ocean fronts across the Atlantic Ocean: a review. *Progress in Oceanography*, v. 128, 2014, p. 172-184. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.08.013>>. Acesso em fev. 2020.

LOHRENZ, S.E.; FAHNENSTIEL, G.L.; REDALJE, D.G.; LANG, G.A.; DAGG, M. J.; WHITLEDGE, T.E.; DORTCH, Q. Nutrients, irradiance, and mixing as factors regulating primary production in coastal waters impacted by the Mississippi River plume. *Continental Shelf Research*, v. 19, n. 9, 1999, p. 1113-1141. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(99\)00012-6](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(99)00012-6)>. Acesso em fev. 2020.

LUYTEN, J.R.; PEDLOSKY, J.; STOMMEL, H. The ventilated thermocline. *Journal of Physical Oceanography*, v. 13, n. 2, 1983, p. 292-309. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1983\)013%3C0292:TVT%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1983)013%3C0292:TVT%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.

MacMAHAN, J.H.; THORNTON, E.B.; RENIERS, A.J. Rip current review. *Coastal Engineering*, v. 53, n. 2-3, 2006, p. 191-208. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2005.10.009>>. Acesso em fev. 2020.

MAHIQUES, M.M.D.; BURONE, L.; FIGUEIRA, R.C.L.; LAVENÉRE-WANDERLEY, A.A.D.O.; CAPELLARI, B.; ROGACHESKI, C.E.; BARROSO, C.P.; SANTOS, L.A.S. dos; CORDERO, L.M.; CUSSIOLI, M.C. Anthropogenic influences in a lagoonal environment: a multiproxy approach at the Valo Grande mouth, Cananéia-Iguape system (SE Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 57, n. 4, 2009, p. 325-337. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1679-87592009000400007>>. Acesso em fev. 2020.

MARFAI, M.A.; KING, L. Monitoring land subsidence in Semarang, Indonesia. *Environ. Geol.*, v. 53, 2007, p. 651-659. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Muh_Aris_Marfai/publication/226916475_Monitoring_land_subsidence_in_Semarang_Indonesia/links/5c779c26a6fdcc4715a1ba86/Monitoring-land-subsidence-in-Semarang-Indonesia.pdf>. Acesso em fev. 2020.

MARTIN, J.L.; McCUTCHEON, S.C. *Hydrodynamics and transport for water quality modeling*. CRC press, 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Steven_Mccutcheon/publication/282649760_Hydrodynamics_and_Transport_for_Water_Quality_Modeling/links/5bc5c29ba6fdcc03c78907ff/Hydrodynamics-and-Transport-for-Water-Quality-Modeling.pdf>. Acesso em fev. 2020.

MATANO, R.P.; COMBES, V.; PIOLA, A.R.; GUERRERO, R.; PALMA, E.D.; STRUB, P.T.; SARACENO, M. The salinity signature of the cross-shelf exchanges in the Southwestern Atlantic Ocean: Numerical simulations. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 119, n. 11, 2014, p. 7949-7968. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Alberto_Piola/publication/267048627_The_salinity_signature_of_the_cross-shelf_exchanges_in_the_Southwestern_Atlantic_Ocean_Numerical_simulations/links/546f2fe50cf2d67fc030dba2/The-salinity-signature-of-the-cross-shelf-exchanges-in-the-Southwestern-Atlantic-Ocean-Numerical-simulations.pdf>. Acesso em fev. 2020.

McCARROLL, R.J.; BRANDER, R.W.; MacMAHAN, J.H.; TURNER, I.L.; RENIERS, A.J.; BROWN, J.A.; BRADSTREET, A.; SHERKER, S. Evaluation of swimmer-based rip current escape strategies. *Natural Hazards*, v. 71, n. 3, 2014, p. 1821-1846. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Sharna_Sherker/publication/260529917_Evaluation_of_swimmer-based_rip_current_escape_strategies/links/544717c30cf22b3c14e0bdeb/Evaluation-of-swimmer-based-rip-current-escape-strategies.pdf>. Acesso em fev. 2020.

McKIBBEN, S.M.; WATKINS-BRANDT, K.S.; WOOD, A.M.; HUNTER, M.; FORSTER, Z.; HOPKINS, A.; DU, X.; EBERHART, B.-T.; PETERSON, W.T.; WHITE, A.E. Monitoring Oregon Coastal Harmful Algae: Observations and implications of a harmful algal bloom-monitoring project. *Harmful Algae*, v. 50, 2015, p. 32-44. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/S_Mckibben/publication/284179434_Monitoring_Oregon_Coastal_Harmful_Algae_Observations_and_implications_of_a_harmful_algal_bloom-monitoring_project/links/564e4c3908ae1ef9296c7ff8/Monitoring-Oregon-Coastal-Harmful-Algae-Observations-and-implications-of-a-harmful-algal-bloom-monitoring-project.pdf>. Acesso em fev. 2020.

McWILLIAMS, J.C. The nature and consequences of oceanic eddies. In: *Ocean modeling in an eddying regime*. Geophysical Monograph Series, v. 177, 2008, p. 5-15. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/177GM03>>. Acesso em fev. 2020.

MENTASCHI, L.; VOUSDOKAS, M.I.; VOUKOUVALAS, E.; DOSIO, A.; FEYEN, L. Global changes of extreme coastal wave energy fluxes triggered by intensified teleconnection patterns. *Geophysical Research Letters*, v. 44, n. 5, 2017, p. 2416-2426. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2016GL072488>>. Acesso em fev. 2020.

MIRANDA, L.B.D.; CASTRO FILHO, B.M.D.; KJERFVE, B. *Princípios de oceanografia física de estuários*. São Paulo: EdUSP, 2002. 432p.

MOITA, M.T.; OLIVEIRA, P.B.; MENDES, J.C.; PALMA, A.S. Distribution of chlorophyll a and *Gymnodinium catenatum* associated with coastal upwelling plumes off central Portugal. *Acta Oecologica*, v. 24, Sup. 1, 2003, p. S125-S132. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(03\)00011-0](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(03)00011-0)>. Acesso em fev. 2020.

MONSEN, N.E.; CLOERN, J.E.; LUCAS, L.V.; MONISMITH, S.G. A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnology and oceanography*, v. 47, n. 5, 2002, p. 1545-1553. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/James_Cloern/publication/250392823_A_comment_on_the_use_of_flushing_time_residence_time_and_Age_as_transport_time_scales/links/5abe57140f7e9bfc045998ee/A-comment-on-the-use-of-flushing-time-residence-time-and-Age-as-transport-time-scales.pdf>. Acesso em fev. 2020.

- NICHOLLS, R.J.; CAZENAVE, A. Sea-level rise and its impact on coastal zones. *Science*, v. 328, n. 5985, 2010, p. 1517-1520. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Anny_Cazenave2/publication/44683423_Sea-Level_Rise_and_Its_Impact_on_Coastal_Zones/links/5a52432f0f7e9bbc10549701/Sea-Level-Rise-and-Its-Impact-on-Coastal-Zones.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- O'BRIEN, J.J.; HURLBURT, H.E. A numerical model of coastal upwelling. *Journal of Physical Oceanography*, v. 2, n. 1, 1972, p. 14-26. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1972\)002%3C0014:ANMOCU%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1972)002%3C0014:ANMOCU%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- OEY, L.Y.; MELLOR, G.L. Subtidal variability of estuarine outflow, plume, and coastal current: A model study. *Journal of Physical Oceanography*, v. 23, n. 1, 1993, p. 164-171. Disponível em: <[https://doi.org/10.1175/1520-0485\(1993\)023%3C0164:SVOEOP%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0485(1993)023%3C0164:SVOEOP%3E2.0.CO;2)>. Acesso em fev. 2020.
- OLIVIERI, R.A.; CHAVEZ, F.P. A model of plankton dynamics for the coastal upwelling system of Monterey Bay, California. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, v. 47, n. 5-6, 2000, p. 1077-1106. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(99\)00137-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(99)00137-X)>. Acesso em fev. 2020.
- PELLING, M.; BLACKBURN, S. (Eds.). *Megacities and the coast: risk, resilience and transformation*. Routledge, 2014. 248p.
- PETERSON, R.G.; STRAMMA, L. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. *Progress in oceanography*, v. 26, n. 1, 1991, p. 1-73. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0079-6611\(91\)90006-8](https://doi.org/10.1016/0079-6611(91)90006-8)>. Acesso em fev. 2020.
- PIMENTA, F.M.; KIRWAN Jr., A.D. The response of large outflows to wind forcing. *Continental Shelf Research*, v. 89, 2014, p. 24-37. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.11.006>>. Acesso em fev. 2020.
- POLLARD, R.T.; REGIER, L.A. Vorticity and vertical circulation at an ocean front. *Journal of Physical Oceanography*, v. 22, n. 6, 1992, p. 609-625. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Raymond_Pollard/publication/249614295_Vorticity_and_Vertical_Circulation_at_an_Ocean_Front/links/5654896108aefe619b19f1d8/Vorticity-and-Vertical-Circulation-at-an-Ocean-Front.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- PUGH, D.; WOODWORTH, P. *Sea-level science: understanding tides, surges, tsunamis and mean sea-level changes*. Cambridge University Press, 2014.
- SCHILLER, R.V.; KOURAFALOU, V.H.; HOGAN, P.; WALKER, N.D. The dynamics of the Mississippi River plume: Impact of topography, wind and offshore forcing on the fate of plume waters. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 116, n. C06029, 2011. 22p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Villy_Kourafalou/publication/237998417_The_dynamics_of_the_Mississippi_River_plume_Impact_of_topography_wind_and_offshore_forcing_on_the_fate_of_plume_waters/links/0046352d44152f1df3000000/The-dynamics-of-the-Mississippi-River-plume-Impact-of-topography-wind-and-offshore-forcing-on-the-fate-of-plume-waters.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- SCHNEIDER, D.C. Seabirds and fronts: a brief overview. *Polar research*, v. 8, n. 1, 1990, p. 17-21. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/David_Schneider13/publication/312364744_Seabirds_and_fronts_a_brief_overview/links/58a3d95792851ce3473d6b6e/Seabirds-and-fronts-a-brief-overview.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- SEELIGER, U.; KJERFVE, B. (Eds.). *Coastal marine ecosystems of Latin America*. v. 144. Springer, 2013.
- SHARPLES, J.; MIDDELBURG, J.J.; FENNEL, K.; JICKELLS, T.D. What proportion of riverine nutrients reaches the open ocean? *Global Biogeochemical Cycles*, v. 31, n. 1, 2017, p. 39-58. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jack_Middelburg/publication/311553557_What_proportion_of_riverine_nutrients_reaches_the_open_ocean_Riverine_Nutrients_Reaching_the_Ocean/links/5878879708ae8f9ce493146ea/What-proportion-of-riverine-nutrients-reaches-the-open-ocean-Riverine-Nutrients-Reaching-the-Ocean.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- SHAW, J.; YOU, Y.; MOHRING, D.; KOCUREK, G. Tracking hurricane-generated storm surge with washover fan stratigraphy. *Geology*, v. 43, n. 2, 2015, p. 127-130. Disponível em: <<https://doi.org/10.1130/G36460.1>>. Acesso em fev. 2020.
- SIGNELL, R.P.; BEARDSLEY, R.C.; GRABER, H.C.; CAPOTONDI, A. Effect of wave-current interaction on wind-driven circulation in narrow, shallow embayments. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 95, n. C6, 1990, p. 9671-9678. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/JC095iC06p09671>>. Acesso em fev. 2020.
- SILVESTER, R.; HSU, J.R. *Coastal stabilization*. v. 14. Singapore: World Scientific, 1997.
- SIMPSON, J.H.; BOS, W.G.; SCHIRMER, F.; SOUZA, A.J.; RIPPETH, T.P.; JONES, S.E.; HYDES, D. Periodic stratification in the Rhine ROFI in the North Sea. *Oceanologica Acta*, v. 16, n. 1, 1993, p. 23-32. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/John_Simpson9/publication/258128214_Periodic_stratification_in_the_Rhine_ROFI_in_the_North_Sea/links/570d6a0908aed31341cf78ee/Periodic-stratification-in-the-Rhine-ROFI-in-the-North-Sea.pdf>. Acesso em fev. 2020.
- SIMPSON, J.H.; SHARPLES, J. *Introduction to the physical and biological oceanography of shelf seas*. Cambridge University Press, 2012.
- SMITH, J.A.; LARGIER, J.L. Observations of nearshore circulation: Rip currents. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 100, n. C6, 1995, p. 10967-10975. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/95JC00751>>. Acesso em fev. 2020.

STOMMEL, H. The westward intensification of wind-driven ocean currents. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, v. 29, n. 2, 1948, p. 202-206. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/TR029i002p00202>>. Acesso em fev. 2020.

SYVITSKI, J.P.; VOROSMARTY, C.J.; KETTNER, A.J.; GREEN, P. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, v. 308, n. 5720, 2005, p. 376-380. Disponível em: <<https://science.sciencemag.org/content/308/5720/376>>. Acesso em fev. 2020.

TALLEY, L.D. *Descriptive physical oceanography: an introduction*. Academic press, 2011.

THORPE, S.A. Langmuir circulation. *Annu. Rev. Fluid Mech.*, v. 36, 2004, p. 55-79.

VALLIS, G.K. *Atmospheric and oceanic fluid dynamics*. Cambridge University Press, 2017.

WALSH, J.J. *On the nature of continental shelves*. Elsevier, 1988.

WARRICK, J.A.; FARNSWORTH, K.L. Coastal river plumes: collisions and coalescence. *Progress in oceanography*, v. 151, 2017, p. 245-260. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.11.008>>. Acesso em fev. 2020.

WASHINGTON, W.M.; PARKINSON, C. *Introduction to three-dimensional climate modeling*. University science books, 2005.

WHITE, R.H.; TOUMI, R. River flow and ocean temperatures: The Congo River. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, v. 119, n. 4, 2014, p. 2501-2517. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2014JC009836>>. Acesso em fev. 2020.

WOODROFFE, C.D. *Coasts: form, process and evolution*. Cambridge University Press, 2002.

WUNSCH, C.; FERRARI, R. 100 Years of the Ocean General Circulation. *Meteorological Monographs*, v. 59, 2018, p. 7-1. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/AMSMONOGRAPHS-D-18-0002.1>>. Acesso em fev. 2020.

YUAN, Y.; HORNER-DEINE, A.R. Laboratory investigation of the impact of lateral spreading on buoyancy flux in a river plume. *Journal of Physical Oceanography*, v. 43, n. 12, 2013, p. 2588-2610. Disponível em: <<https://doi.org/10.1175/JPO-D-12-0117.1>>. Acesso em fev. 2020.

Capítulo 3

ALVES, R. P.; HANAZAKI, N. Áreas protegidas marinho-costeiras de Santa Catarina sob a perspectiva das populações locais. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo, v. XVIII, n. 4, out-dez. 2015, p. 97-118.

BPBES (PLATAFORMA BRASILEIRA DE BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS). *Serviços ecossistêmicos*. Disponível em: <<https://www.bpbes.net.br/>>. Acesso em fev. 2020.

_____. *Sumário para tomadores de decisão: 1º diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos*. Autoria e colaboração de Carlos A. Joly. et al. 1. ed. Edição do autor. Campinas, SP, 2018.

BRASIL. Decreto Federal de 23 de outubro de 1997. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais, nos Estados de Alagoas e Pernambuco, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/10/1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/Anterior%20a%202000/1997/Dnn5976.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Nº 8.505, de 20 de agosto de 2015. Dispõe sobre o Programa Áreas Protegidas da Amazônia, instituído no âmbito do Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 21/08/2015. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Decreto/D8505.htm>. Acesso em dez. 2019.

_____. Decreto Nº 84.973, de 29 de julho de 1980. Dispõe sobre a co-localização de Estações Ecológicas e Usinas Nucleares. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 30/07/1980. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1980-1987/decreto-84973-29-julho-1980-434478-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em jul. 2019.

_____. Decreto Nº 88.218, de 06 de abril de 1983. Cria o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 07/04/1983. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D88218.htm>. Acesso em jul. 2019.

_____. Decreto Nº 98.864, de 23 de janeiro de 1990. Cria a Estação Ecológica de Tamoios, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/01/1990a. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1990/decreto-98864-23-janeiro-1990-328475-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em jul. 2019.

_____. Decreto Nº 99.142, de 12 de março de 1990. Cria, no Estado de Santa Catarina, a Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 13/03/1990b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/D99142.htm>. Acesso em jul. 2019.

_____. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 19/07/2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acesso em fev. 2020.

DUDLEY, N.; ALI, N.; KETTUNEN, M.; MACKINNON, K. Editorial Essay: Protected Areas and The Sustainable Development Goals. PARKS: The International Journal of Protected Areas and Conservation, v. 23, n. 2, nov. 2017. 96p. Disponível em: <http://parksjournal.com/wp-content/uploads/2017/11/PARKS-23.2-low-res-10.2305IUCN.CH_.2017.PARKS-23-2.en_.pdf>. Acesso em fev. 2020.

FONTES, C. F. L.; GUERRA, A. J. T. Conflitos socioambientais na APA de Cairuçu (Paraty-RJ) à luz da sobreposição com unidades de conservação de diferentes categorias. Geosp – Espaço e Tempo (Online), v. 20, n. 1, 2016, p. 178-193.

GOVERNO DO ESTADO DA GUANABARA. Decreto Estadual No 7.549, de 20 de novembro de 1974. Delimita a área da Reserva Biológica e Arqueológica de Guaratiba e dá outras providências. Rio de Janeiro, Guanabara: Diário Oficial do Estado (DOE), 22/11/1974. Disponível em: <<https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/H0D00036.pdf>>. Acesso em jul. 2019.

IBAMA (INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS). Portaria nº 65 de 21 de maio de 2001. Reserva Particular do Patrimônio Natural, de interesse público e em caráter de perpetuidade a área de 370 ha (trezentos e setenta hectares) integrante do imóvel Fazenda Riacho das Flores e Bosque do Araken/Rozarinho, reserva denominada Dunas de Santo Antônio no município de Mata de São João, Estado da Bahia. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 04/06/2001. Disponível em: <http://sistemas.icmbio.gov.br/site_media/portarias/2010/10/14/BA_RPPN_-Dunas_de_Santo_Ant%C3%B4nio.pdf>. Acesso em set. 2019.

ICMBio (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). Brasil cria quatro novas unidades marinhas. Março de 2018a. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/9509-brasil-cria-quatro-novas-unidades-marinhas/>>. Acesso em set. 2019.

_____. Plano de Manejo da APA Costa dos Corais. Tamandaré, PE: ICMBio, 2013. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/apacostadoscorais/images/stories/plano_de_manejo/PM_APACC_2013_JANEIRO.pdf>. Acesso em set. 2019.

_____. Plano de Manejo da Estação Ecológica Tupinambás e Refúgio de Vida Silvestre do Arquipélago de Alcatrazes. V. 1 – Diagnóstico. Brasília: ICMBio, 2017. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_esec_tupinambas_revisarquipelogoalcatrazes_vol1.pdf>. Acesso em jul. 2019.

_____. Plano de Manejo da Reserva Extrativista Marinha de Soure – PA, Brasília: ICMBio, 2018b. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_resex_marinha_de_soure_v19.pdf>. Acesso em jul. 2019.

_____. Plano de Manejo para a Reserva Biológica do Atol das Rocas, Brasília: ICMBio, 2007. 241p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/rebio_atol-das-rocas.pdf>. Acesso em jul. 2019.

_____. Parques e Florestas Nacionais. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/parnaabrollhos/guia-do-visitante.html>>. Acesso em set. 2019.

_____. Visitação em Parques Nacionais bate novo recorde em 2018. Fevereiro de 2019. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/10216-visitacao-em-parques-nacionais-bate-novo-recorde-em-2018>>. Acesso em set. 2019.

INEA (INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO). Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/BIODIVERSIDADEEAREASPROTEGIDAS/UnidadesdeConservacao/INEA0047361>>. Acesso em set. 2019.

IUCN (INTERNACIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE). World Database Protected Areas (WDPA). Disponível em: <<https://www.protectedplanet.net/c/world-database-on-protected-areas>>. Acesso em ago. 2019.

LEWIS, N., DAY, J.C., WILHELM, 'A., WAGNER, D., GAYMER, C., PARKS, J., FRIEDLANDER, A., WHITE, S., SHEPARD, C., SPALDING, M., SAN MARTIN, G., SKEAT, A., TAEI, S., TEROROKO, T., EVANS, J. Large-Scale Marine Protected Areas: Guidelines for design and management. Best Practice Protected Area Guidelines Series, v. xxviii, n. 26. Gland, Switzerland: IUCN, 2017. 120 p.

LINHARES. Lei nº 3.908, de 27 de dezembro de 2019. Dispõe sobre o Código Municipal do Meio Ambiente do município de Linhares (ES) e dá outras providências. Disponível em: <<http://legislacaocompilada.com.br/linhares/Arquivo/Documents/legislacao/html/L39082019.HTML#A222>>. Acesso: fev. 2020.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). Atlas dos recifes de coral nas unidades de conservação brasileiras. 2 ed. Brasília: MMA, 2006. 232p. Disponível em: <<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/imagens/abook/pdf/2016/agosto/Agos.16.27.pdf>>. Acesso em jul. 2019.

_____. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação – CNUC. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>>. Acesso em jul de 2019.

_____. Portaria Nº 3.642, de 10 de dezembro de 2018. Aprova o Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Coral-sol (*Tubastraea coccínea* e *Tubastraea tagusensis*) no Brasil - Plano Coral-sol, estabelecendo seu objetivo geral, objetivos específicos, ações, prazo de execução, coordenação e monitoria. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 11/12/2018. Disponível em: <http://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/54520540>. Acesso em jul de 2019.

OBSERVA (OBSERVATÓRIO DE ÁREAS PROTEGIDAS). Unidades de Conservação Municipais. Monumento Natural Municipal da Galheta. Santa Catarina: OBSERVA/UFSC, 2018. Disponível em: <<https://observa.ufsc.br/2018/05/08/monumento-natural-municipal-da-galheta/>>. Acesso em set de 19.

ONU (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS). Conheça a Agenda 2030. Disponível em: <<http://www.agenda2030.org.br/sobre/>>. Acesso em fev. 2020.

PREFEITURA DE FLORIANÓPOLIS. Lei No 10.100, de 06 de setembro de 2016. Altera a Lei Nº 3455, de 1990, definindo limites e categoria de manejo de unidade de conservação municipal, revoga Decreto Nº 698, de 1994, a Lei CMF Nº 195, de 1997, a Lei Nº 6237, de 2013, a Lei Nº 6733, de 2005, a Lei Nº 9698, de 2014, e dá outras providências. Florianópolis, SC: Diário Oficial do Município, 16/09/2016. Disponível em: <<https://leismunicipais.com.br/a2/sc/f/florianopolis/lei-ordinaria/2016/1010/10100/lei-ordinaria-n-10100-2016-altera-a-lei-n-3455-de-1990-definindo-limites-e-categoria-de-manejo-de-unidade-de-conservacao-municipal-revoga-decreto-n-698-de-1994-a-lei-cmf-n-195-de-1997-a-lei-n-6237-de-2013-a-lei-n-6733-de-2005-a-lei-n-9698-de-2014-e-da-outras-providencias>>. Acesso em jul. 2019.

PREFEITURA DE LINHARES. Lei No 2.322, de 05 de dezembro de 2002. Dispõe sobre o Código Municipal do Meio Ambiente do Município de Linhares, e dá outras providências. Linhares, ES: Diário Oficial do Município, 05/12/2002. Disponível em: <http://legislacaocompilada.com.br/linhares/Arquivo/Documents/legislacao/html_imprensa/L23222002.html>. Acesso em set. 2019.

RIO DE JANEIRO. Decreto Nº 4.972, de 02 de dezembro de 1981. Cria a Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul, na Ilha Grande. Rio de Janeiro, RJ: Diário Oficial do Estado (DOE), 03/12/1981. Disponível em: <http://www.ilhagrandehu-manidades.com.br/sites/default/files/decretoestadual_4.972_02.12.1981.pdf> Acesso em set. 2019.

_____. Decreto Estadual No 15.983, de 27 de novembro de 1990. Cria o Parque Estadual Marinho do Aventureiro. Rio de Janeiro, RJ: Diário Oficial do Estado (DOE), 28/11/1990. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mde5/~edisp/inea0019758.pdf>>. Acesso em set. 2019.

_____. Lei Nº 6.793, de 28 de maio de 2014. Dispõe sobre a criação da Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Aventureiro, na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, resultante da redução do limite da Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul e da recategorização do Parque Estadual Marinho do Aventureiro, e dá outras providências. Rio de Janeiro, RJ: Diário Oficial do Estado (DOE), 28/05/2014. Disponível em: <<https://gov-rj.jusbrasil.com.br/legislacao/122747746/lei-6793-14-rio-de-janeiro-rj>>. Acesso em set. 2019.

SCHIAVETTI, A.; MANZ, J.; SANTOS, C.Z.; MAGRO, T.C.; PAGANI, M.I. Marine Protected Areas in Brazil: An ecological approach regarding the large marine ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, v. 76, may 2013, p. 96-104. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.02.003>>. Acesso em set. 2019.

TORRES, C.; CREADO, E.; CARVALHO, J. Orquídeas versus Tartarugas Marinhas: tentando narrar simultaneamente conflitos aparentes e ocultos. *Caderno Eletrônico de Ciências Sociais*, Vitória, v. 4, n. 1, 2016, p. 86-108. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Eliana_Creado/publication/311678794_Orquideas_versus_Tartarugas_Marinhas_tentando_narrar_simultaneamente_conflitos_aparentes_e_ocultos/links/5854113c08ae81995eb1ce4b/Orquideas-versus-Tartarugas-Marinhas-tentando-narrar-simultaneamente-conflitos-aparentes-e-ocultos.pdf>. Acesso em set. 2019.

UNEP-WCMC (UN ENVIRONMENT WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE); IUCN (INTERNACIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE); NGS (NATIONAL GEOGRAPHIC SOCIETY). Protected Planet Report 2018. UNEP-WCMC, IUCN and NGS: Cambridge UK; Gland, Switzerland; and Washington, D.C., USA, 2018. Disponível em: <https://livereport.protectedplanet.net/pdf/Protected_Planet_Report_2018.pdf>. Acesso em set. 2019.

Capítulo 4

ALLENBY, B. Macroethical systems and sustainability science. *Sustainability Science*, v. 1, n. 1, 2006, p. 7–13. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11625-006-0003-8>>. Acesso em dez. 2019.

ALSHUWAIKHAT, H. M.; MOHAMMED, I. Sustainability Matters in National Development Visions – Evidence from Saudi Arabia’s Vision for 2030. *Sustainability*, v. 9, n. 408, 2017, p.1-15, 2017. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Habib_Alshuwaikhat/publication/314434847_Sustainability_Matters_in_National_Development_Visions-Evidence_from_Saudi_Arabia's_Vision_for_2030/links/58c225e192851c0ccbed9169/Sustainability-Matters-in-National-Development-Visions-Evidence-from-Saudi-Arabias-Vision-for-2030.pdf>. Acesso em dez. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO (ANP). Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis 2019. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/publicacoes/anuario-estatistico/5237-anuario-estatistico-2019>>. Acesso em dez. 2019.

BELL, S.; MORSE, S. Groups and indicators in post-industrial society. *Sustainable Development*, 18 nov. 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/sd.531>>. Acesso em dez. 2019.

BELL, S., MORSE, S. What next? In: BELL, S., MORSE, S. (Eds.). *S. Routledge Handbook of Sustainability Indicators*. London, UK, and New York, USA : Routledge, Taylor & Francis Group, 2018, 568 p.

BOTERO, C.M.; FANNING, L.M.; MILANES, C.; PLANAS, J.A. An indicator framework for assessing progress in land and marine planning in Colombia and Cuba. *Ecological indicators*, v. 64, 2016, p. 181-193. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.038>>. Acesso em dez. 2019.

BOWEN, R.E.; RILEY, C. Socio-Economic Indicators and Integrated Coastal Management. *Ocean & Coastal Management*, v. 46, 2003, p. 299-312. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569103000085>>. Acesso em dez. 2019.

BRASIL. Decreto No 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei No 7.661 de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004.

_____. Lei No 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 18/05/1988.

_____. Lei No 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1o da Lei No 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei No 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 09/01/1997.

CANEY, S. Justice and Future Generations. *Annual Review of Political Science*, v.21, 2018, p. 475-493. Disponível em: <<https://doi.org/10.1146/annurev-polisci-052715-111749>>. Acesso em dez. 2019.

CARANT, J. B. Unheard voices: A critical discourse analysis of the Millennium Development Goals' evolution into the Sustainable Development Goals. *Third World Quarterly*, v. 38, n. 1, 2017, p. 16-41. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/01436597.2016.1166944>>. Acesso em dez. 2019.

CHAPMAN, A., SHIGETOMI, Y. Developing national frameworks for inclusive sustainable development incorporating lifestyle factor importance. *Journal of Cleaner Production*, v. 200, 2018, p. 39-47. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.302>>. Acesso em dez. 2019.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). III Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (PAF-ZC) 2015-2016. Brasília, DF: GI-GERCO/CIRM, 2015. 25p. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80247/PAF/Livro%20PAF-ZC_FINAL.pdf>. Acesso em dez. 2019.

_____. IV Plano de Ação Federal para a Zona Costeira (PAF-ZC) 2017/2019. Brasília, DF: GI-GERCO/CIRM, 2017. 35p. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80105/PAF-ZC%202017-2019.pdf>>. Acesso em dez. 2019.

_____. Resolução No 001, de 21 de novembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 27/11/1990.

_____. Resolução No 003, de 28 de abril de 2011. Inclui órgãos ao GI-GERCO. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 06/05/2011.

DAHL, A. L. 2012. Achievements and gaps in indicators for sustainability. *Ecological Indicators*, v. 17, p. 14–19. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.032>>. Acesso em dez. 2019.

DOVERN, J., QUAAS, M.F., RICKELS, W. A comprehensive wealth index for cities in Germany. *Ecological Indicators*, v. 41, 2014, p. 79-86. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.009>>. Acesso em dez. 2019.

EHLER, C.N. Indicators to Measure Governance Performance in Integrated Coastal Management. *Ocean & Coastal Management*, v. 46, 2003, p. 335-45. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0964569103000206>>. Acesso em dez. 2019.

FUKUDA-PARR, S. From the Millennium Development Goals to the Sustainable Development Goals: Shifts in purpose, concept, and politics of global goal setting for development. *Gender & Development*, v. 24, n. 1, 2016, p. 43–52. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/13552074.2016.1145895>>. Acesso em dez. 2019.

GALLAGHER, A. The coastal sustainability standard: a management systems approach to ICZM. *Ocean & Coastal Management*, v. 53, 2010, p. 336-349. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.04.017>>. Acesso em dez. 2019.

GAO, X., ZHOU, F., CHEN, C.A. Pollution status of the Bohai Sea: An overview of the environmental quality assessment related trace metals. *Environmental International*, v. 62, 2014, p. 12-30. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.09.019>>. Acesso em dez. 2019.

- GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). The Contributions of Science to Integrated Coastal Management. Rome: FAO, 1996. 66 p. (GESAMP Reports and Studies; 61). Disponível em: <<http://www.gesamp.org/site/assets/files/1239/the-contributions-of-science-to-integrated-coastal-management-en.pdf>>. Acesso em dez. 2019.
- GOLDBERG, E.D. Coastal zone space: prelude to conflict? IOC Ocean Forum I. Paris: IOC, 1994. 138p. Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000097028>>. Acesso em dez. 2019.
- GÜNEY-FRAHM, I. Agenda 2030: Haunted by the Ghost of Third Way? Journal of Developing Societies, v. 34, n. 1, 2018, p. 56-76. Disponível em: <<https://doi.org/10.1177%2F0169796X17752418>>. Acesso em dez. 2019.
- HEIMANN, T. Bioeconomy and sustainable development goals (SDGs): does the bioeconomy support the achievement of the SDGs? Earth's Future, v. 7, n. 1, 2018, p. 43-57. Disponível em: <<https://doi.org/10.1029/2018EF001014>>. Acesso em dez. 2019.
- HENOCQUE, Y. Development of Process Indicators for Coastal Zone Management Assessment in France. Ocean & Coastal Management, v. 46, 2003, p. 363-79. Disponível em: <http://costabalearsostenible.es/PDFs/AMYKey%20References_Indicators/Henocque%202003.pdf>. Acesso em dez. 2019.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. 176p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv55263.pdf>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. Censo Demográfico 1991: Características da população e dos domicílios. Resultados do Universo. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=7732>>. Acesso às tabelas de dados: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-demografico/series-temporais/series-temporais/>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. Censo Demográfico 2010: Características da população e dos domicílios. Resultados do Universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 270p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf>. Acesso às tabelas de dados: <<https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. Estatísticas Básicas do Turismo 2016. Rio de Janeiro: IBGE, 2016. Disponível em: <<http://dadosefatos.turismo.gov.br/estat%3%ADsticas-e-indicadores/estat%3%ADsticas-b%3%A1sicas-de-turismo.html>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. Pesquisa da Pecuária Municipal 2017. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. Relatório dos Indicadores para os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. Disponível em: <<https://indicadoresods.ibge.gov.br/relatorio/sintese>>. Acesso em dez. 2019.
- IOC (INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION). A handbook for measuring the progress and outcomes of integrated coastal and ocean management. Paris: UNESCO, 2006. (IOC Manuals and Guides; 46). Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000147313>>. Acesso em dez. 2019.
- _____. A reference guide on the use of indicators for Integrated Coastal Management: ICAM Dossier I. Paris: UNESCO, 2003. (IOC Manuals and Guides; 45). Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000130584>>. Acesso em dez. 2019.
- IPEA (INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS APLICADAS). Portos Brasileiros: Diagnóstico, Políticas e Perspectivas. Brasília: IPEA, 2010. (Comunicados do IPEA; 48). Disponível em: <<http://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/5239>>. Acesso em dez. 2019.
- JANNUZZI, P.M. Indicadores sociais no Brasil: conceitos, fontes de dados e aplicações. 5. ed., rev. Campinas: Alínea, 2012. 156 p.
- LE BLANC, D. Towards integration at last? The Sustainable Development Goals as a network of targets. Sustainable Development, v. 23, 2015, p. 176-187. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/sd.1582>>. Acesso em fev. 2019.
- LINTON, D.M. e WARNER, G.F. Biological Indicators in the Caribbean Coastal Zone and their Role in Integrated Coastal Management. Ocean & Coastal Management, v. 46, 2003, p. 261-76. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.530.6181&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em fev. 2019.
- LU, Y.; NAKICENOVIC, N.; VISBECK, M.; STEVANCE, A. S. Policy: five priorities for the UN Sustainable Development Goals. Nature, v. 520, 2015, p. 432-433, 2015. Disponível em: <<https://www.nature.com/news/policy-five-priorities-for-the-un-sustainable-development-goals-1.17352>>. Acesso em dez. 2019.
- MEADOWS, D. Indicators and information systems for sustainable development: a report to the Balaton Group. South Africa: The Sustainability Institute, 1998. 95p. Disponível em: <https://www.iisd.org/pdf/s_ind_2.pdf>. Acesso em dez. 2019.
- MINISTÉRIO DA MARINHA. Portaria Ministerial No 0440. Cria o Grupo de Integração do Gerenciamento Costeiro. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 20/12/1996.
- MORAES, A.C.R. Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil. Elementos para uma Geografia do Litoral Brasileiro. São Paulo: Annablume, 2007. 232p.

- NILSSON, M., GRIGGS, D., VISBECK, M. Map the interactions between sustainable development goals. *Nature*, v. 534, n. 7607, 2016, p. 320-323. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/534320a>>. Acesso em dez. 2019.
- OECD (ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT). OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Paris: OECD, 1993. 39p. (Environment Monographs; 83)
- OLSEN, S.B. Frameworks and Indicators for Assessing Progress in Integrated Coastal Management Initiatives. *Ocean & Coastal Management*, v. 46, 2003, p.347-61. Disponível em: <https://eucc-d-inline.databases.eucc-d.de/files/documents/00000194_Olsen_indicators.pdf>. Acesso em dez. 2019.
- PRADHAN, P., COSTA, L., RYBSKI, D., LUCHT, W., KROPP, J.P. A systematic study of sustainable development goal (SDG) interactions. *Earth's Future*, v. 5, n. 11, 2017, p. 1169-1179. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/2017EF000632>>. Acesso em dez. 2019.
- QUIROGA, R. Methodological guide for developing environmental and sustainable development indicators in Latin America and Caribbean countries. Santiago, Chile: ECLAC, 2009. 127p. (ECLAC Series Manuals; 61). Disponível em: <[http://refhub.elsevier.com/S1470-160X\(15\)00758-X/sbref0210](http://refhub.elsevier.com/S1470-160X(15)00758-X/sbref0210)>. Acesso em dez. 2019.
- RAMOS, T. B. Sustainability Assessment: Exploring the Frontiers and Paradigms of Indicator Approaches. *Sustainability*, v. 11, n. 3, 2019, p. 824, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su11030824>>. Acesso em dez. 2019.
- REYERS, B.; STAFFORD-SMITH, M.; ERB, K.; SCHOLE, R. J.; SELOMANE, O. Essential Variables help to focus Sustainable Development Goals monitoring. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 26-27, 2017, p. 97-105. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.05.003>>. Acesso em dez. 2019.
- ROCKSTRÖM, J.; SUKHDEV, P. From MDGs to SDGs: transition to a development paradigm of human prosperity within a safe operating space on Earth. Input to the 11th session of the UN Open Working Group on Sustainable Development Goals, 30 April, 2014. UN, New York, New York, USA. Disponível em: <<http://www.icsu.org/science-for-policy/sustainable-developmentgoals-1/pdfs/Rockstrom>>. Acesso em dez. 2019.
- SALTELLI, A.; NARDO, M.; SAISANA, M.; TARANTOLA, S.; LISKA, R. Composite indicators: the controversy and the way forward. In: OECD World Forum on Key Indicators, 2004. 17p. Disponível em: <<http://www.oecd.org/site/worldforum/33841312.doc>>. Acesso em dez. 2019.
- SOUTO, R.D. Assinatura de Sustentabilidade dos municípios costeiros do Rio de Janeiro: proposta de uma estrutura de avaliação. 2016. 582f. Tese de Doutorado (Programa de Pós-graduação em Geografia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.
- _____. Desenvolvimento Sustentável. Da tentativa de definição do conceito às experiências de mensuração. 2011. 283f. Dissertação (Mestrado em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais) – Escola Nacional de Ciências Estatísticas, Rio de Janeiro, 2011.
- _____. Reanalysis of marine-coastal indicators assessed by national and multi-national organizations for the integrated coastal zone management. *Revista de Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 15, n. 4, 2015. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-535_Souto.pdf>. Acesso em dez. 2019.
- UN (UNITED NATIONS). Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. Resolution Adopted by the General Assembly on 25 September 2015 (RES/70/1). Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>>. Acesso em dez. 2019.
- UNEP/MAP/PAP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME/ MEDITERRANEAN ACTION PLAN/ PRIORITY ACTIONS PROGRAMME). Conceptual Framework and Planning Guidelines for Integrated Coastal Area and River Basin Management. Mediterranean Action Plan. Split, PriorityActions Programme, 1999. Disponível em: <<http://www.pap-thecoast-centre.org/pdfs/ICARM%20Guidelines.pdf>>. Acesso em dez. 2019.
- UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION). Steps and tools towards integrated coastal area management : methodological guide, Volume II. Paris, France, UNESCO-IOC, 2001. 66pp. (Intergovernmental Oceanographic Commission Manuals and Guides; 42, Vol. 2), (GOOS Report; 22). Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11329/215>>. Acesso em dez. 2019.
- VÁSQUEZ, P., DEL RÍO, J. A., CEDANO, K. G., MARTÍNEZ, M.; Jensen, H. J. An Entangled Model for Sustainability Indicators. *PLoS ONE*, v. 10, n. 8, 2015, e0135250. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0135250>>. Acesso em dez. 2019.
- VIRTO, L. R. A preliminary assessment of the indicators for Sustainable Development Goal (SDG) 14: “Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development”. *Marine Policy*, v. 98, 2018, p. 47-57. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.036>>. Acesso em dez. 2019.
- XAVIER, L.Y. Participação de comunidades de pescadores tradicionais na implementação do Zoneamento Ecológico-econômico Marinho e suas implicações: um estudo de caso no Litoral Norte de São Paulo. 2010. 179f. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós-graduação em Oceanografia) – Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, 2010.

WEBER, H. Politics of “leaving no one behind”: Contesting the 2030 Sustainable Development Goals agenda. *Globalizations*, v. 14, n. 3, 2017, p. 399-414. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/14747731.2016.1275404>>. Acesso em dez. 2019.

ZHANG, M. Intergenerational Justice and Solidarity on Sustainability in China: A Case Study in Nanjing, Yangtze River Delta. *Sustainability*, v. 10, 2018, p. 4296. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/su10114296>>. Acesso em dez. 2019.

Capítulo 5

ACSELRAD, H. (org.). *Cartografias sociais e território*. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2008. 168p.

_____. (org.). *Cartografia social, terra e território*. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2013. 318p.

_____. Mapeamentos, identidades e territórios. In: Acselrad, Henri (org.). *Cartografia social e dinâmicas territoriais: marcos para o debate*. 2a ed. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2012. p. 9-38.

ALMEIDA, G.P.; VENTORINI, S.E. Mapeamento participativo de áreas de risco a movimento de massa no bairro Senhor dos Montes – São João Del Rey, MG. In: *Anais do I Simpósio Mineiro de Geografia: das diversidades à articulação geográfica*, Alfenas (MG), 26 a 30 de maio de 2014.

ANDRADE, E.D.; CARNEIRO, A.F.T. Elaboração de documentos cartográficos sob a ótica do mapeamento participativo. *Boletim de Ciências Geodésicas*, v. 15, n. 3, jul.-set., 2009, p.410-427.

ARNS, J.F. Gestão territorial participativa. In: *Anais do I Encontro da Associação Nacional de Pós-graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade – ANPPAS*, Indaiatuba (SP), 6 a 9 de novembro de 2002.

BARNETT, A.J.; WIBER, M.G.; ROONEY, M.P.; MAILLET, D.G.C. The role of public participation GIS (PPGIS) and fishermen's perceptions of risk in marine debris mitigation in the Bay of Fundy, Canada. *Ocean and Coastal Management*, v. 133, 2016, p. 85-94.

BENEDET, C. Metodologia participativa para a construção temática do atlas escolar ambiental do município de Alfredo Wagner, SC. 2008. 158f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2008.

BRASIL. Decreto Nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei Nº 7.661 de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF, Brasil: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004.

_____. Lei Nº 7.661 de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro. Diário Oficial da União (DOU), 18/05/1998.

BROWN, G.; SANDERS, S.; REED, P. Using public participatory mapping to inform general land use planning and zoning. *Landscape and Urban Planning*, v. 177, 2018, p. 64-74.

CAMPOS, L.G. Populações Tradicionais, Unidades de Conservação e Mineração: territorialidades e práticas de gestão dos recursos naturais – Oriximiná – PA. 2009. 113f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2009.

CASTRO, I.E. de. CASTRO, Iná Elias de. O Problema da Escala. In: CASTRO, Iná Elias de et al. *Geografia: conceitos e temas*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1995. p. 117-140.

CEMBRA. O Brasil e o mar no século XXI: relatório aos tomadores de decisão do País. Niterói, RJ: BHMN, 2012. 540p.

CHAMBERS, R. Participatory mapping and geographic information systems: whose map? Who is empowered and who is disempowered? Who gains and who loses? *The Electronic Journal on Information Systems in Developing Countries*, v. 25, n. 2, 2006. p. 1-11.

CHAVES, C.M.S.R.S.C. Mapeamento participativo da pesca artesanal na Baía de Guanabara. 2011. 185f. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2011.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). Portaria Nº 440 de 20 de dezembro de 1996. Cria o Grupo de Integração do Gerenciamento Costeiro (GI-GERCO). Brasília, DF, Brasil: Diário Oficial da União (DOU), 20/12/1996.

_____. Resolução Nº 001 de 03 de dezembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Diário Oficial da União (DOU), 27/11/1990.

_____. Resolução Nº 005 de 27 de novembro de 1997. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II (PNGC II). Diário Oficial da União (DOU), 14/01/1998.

CNIO (COMISSÃO NACIONAL INDEPENDENTE SOBRE OS OCEANOS). Os usos dos oceanos no século XXI: a contribuição brasileira. Relatório final à Comissão Nacional Independente sobre os Oceanos (CNIO). 2. ed. Rio de Janeiro, 1998. 133p.

COSTA, N.O. da C. Cartografia social: instrumento de luta e resistência no enfrentamento dos problemas socioambientais na reserva extrativista marinha na Prainha do Canto Verde, Beberibe-Ceará. Dissertação (Mestrado em Geografia). 2016. 158f. Universidade Federal do Ceará. Programa de Pós-graduação em Geografia. Fortaleza, 2016.

CRAMPTON, J.W. Cartography: maps 2.0. *Progress in Human Geography*, v. 33, n. 1, 2009, p. 91-100.

CRAMPTON, J.W.; KRYGIER, J. Uma introdução à cartografia crítica. In: ACSELRAD, H. (Org.). *Cartografias sociais e território*. Rio de Janeiro: IPPUR/UFRJ, 2008. p.113-151.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION). 2018. Directrices voluntarias para lograr la sostenibilidad de la pesca en pequeña escala en el contexto de la seguridad alimentaria y la erradicación de la pobreza. 2ed. San Salvador, 2018. 28p.

_____. 2019. Our oceans are haunted. How “ghost fishing” is devastating our marine environments. Disponível em: <<http://www.fao.org/fao-stories/article/en/c/1099596/>>.

FREIRE, J.; VILLAR, D.O. Práticas cartográficas cotidianas em la cultura digital. *Razón y Palabra*, v. 15, n. 73, ago.-oct., 2010. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=199514908002>>.

GERHARDINGER, L.C.; FIGUEIRA, D.L. & WALTER, T. 2009a. Caracterização da Pesca Artesanal no entorno das ilhas Cagarras, Rio de Janeiro. Relatório Técnico apresentado à Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, convênio No: 045/2007. 274pp.

GERHARDINGER, L. C. ; GODOY, E.A. ; DAPPER, C.G. ; CAMPOS, R. ; MARCHIORO, G.B. ; SFORZA, R. ; POLETTE, M. Mapeamento participativo da paisagem marinha no Brasil: experiências e perspectivas. In: Albuquerque, U.P.; Lucena, R.; Cunha, Luiz Vital Fernandes Cruz da. (orgs.). *Métodos e Técnicas na Pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica*. Recife: NUPEEA, 2010, v. 1, p. 109-149.

GERHARDINGER, L.C.; HOSTIM-SILVA, M.; MEDEIROS, R.P.; MATAREZI, J.; ANDRADE, A.B.; FREITAS, M.O. & FERREIRA, B.P. Fishers resource mapping and goliath grouper *Epinephelus itajara* (Serranidae) conservation in Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 7, 2009b, p. 93-102.

GESAMP (JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION). The contributions of science to integrated coastal management. Rome: 1996. 65p. (Gesamp Reports and Studies; n.61). Disponível em: <<http://www.gesamp.org/site/assets/files/1239/the-contributions-of-science-to-integrated-coastal-management-en.pdf>>.

GOLDEMBERG, J. (coord.). *Sustentabilidade dos oceanos*. São Paulo: Editora Blucher, 2010. 199p.

GOLDSTEIN, R.A.; BARCELLOS, C.; MAGALHÃES, M.A.F.M.; GRACIE, R.; VIACAVA, F. A experiência de mapeamento participativo para a construção de uma alternativa cartográfica para a ESF. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 18, n. 1, 2013, p. 45-56.

GRAHAM, S. The end of geography or the explosion of place? Conceptualizing space, place and information technology. *Progress in Human Geography*, v. 22, n. 2, 1998, p. 165-185.

HERRERA, J. *Cartografia Social*. Universidad Nacional Cordoba, 2009. Disponível em: <<https://juanherrera.files.wordpress.com/2008/01/cartografia-social.pdf>>.

HUMBERT, G. 2019. Princípios jurídicos ambientais: precaução e prevenção (diferenças). Disponível em: <<https://georghumbert.jusbrasil.com.br/artigos/163200591/principios-juridicos-ambientais-precaucao-e-prevencao-diferencas>>.

IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Rio de Janeiro : IBGE, 2011. 176p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv55263.pdf>>.

IFAD (INTERNATIONAL FUND FOR AGRICULTURAL DEVELOPMENT). Good practices in participatory mapping. A review prepared for the International Fund for Agricultural Development (IFAD). 2009. Disponível em: <http://www.ia-pad.org/wp-content/uploads/2015/07/ifad_good_practice_in-participatory_mapping.pdf>.

IWCO (INDEPENDENT WORLD COMMISSION ON THE OCEANS). *The ocean: our future*. United Kingdom: Cambridge University Press, 1998. 252p.

KÄYHKO, N.; KHAMIS, Z.A.; EILOLA, S.; VIRTANEN, E.; MUHAMMAD, M.J.; VIITASALO, M.; FAGERHOLM, N. The role of place-based local knowledge in supporting integrated coastal and marine spatial planning in Zanzibar, Tanzania. *Ocean and Coastal Management*, v. 177, 2019, p. 64-75.

KARIMI, A.; BROWN, G. Assessing multiple approaches for modelling land-use conflict potential from participatory mapping data. *Land Use Policy*, v. 67, 2017, p.253-267.

- KLAIN, S.C.; CHAN, K.M.A. Navigating coastal values: participatory mapping of ecosystem services for spatial planning. *Ecological Economics*, v. 82, 2012, p. 104-113.
- KLUMB-OLIVEIRA, L. A.; SOUTO, R. D. Integrated coastal management in Brazil: analysis of the National Coastal Management Plan and selected tools based on international standards. *Revista de Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 15, n. 3, set. 2015, p.311-323. Disponível em: <http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-531_Klumb-Oliveira.pdf>.
- LEIS, M.O.; DEVILLERS, R.; MEDEIROS, R.P.; CHUENPAGDEE, R. Mapping fishers' perceptions of marine conservation in Brazil: An exploratory approach. *Ocean and Coastal Management*, v. 167, 2019, p. 32-41.
- LEVINE, A.S.; FEINHOLZ, C.L. Participatory GIS to inform coral reef ecosystem management: mapping human coastal and ocean uses in Hawaii. *Applied Geography*, v. 59, 2015, p. 60-69.
- LOBATÓN, S.B. Reflexiones sobre sistemas de información geográfica participativos (SIGP) y cartografía social. *Cuadernos de Geografía/ Revista Colombiana de Geografía*, n.18, 2009, p. 9-23.
- MARCHIORO, G.B. Análise da Pesca Artesanal na Praia de Canto Grande (Bombinhas - SC) e suas relações com a Reserva Biológica Marinha do Arvoredo. 1998. 145f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Oceanografia). Universidade do Vale do Itajaí. Itajaí, 1998.
- MARTINS, E.M. WebGIS aplicado ao Gerenciamento Costeiro Integrado. 2013. 163f. Dissertação (Mestrado em Geociências). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-graduação em Geociências. Porto Alegre, 2013.
- MEIRELES, A.J.A.; SOUZA, W.F.; LIMA, A.P.S. Atlas socioambiental: cartografia social das comunidades de Icapuí. Fortaleza: Fundação Brasil Cidadão, 2016. 145p.
- MENDES, J.S.; GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Diagnóstico participativo e cartografia social aplicados aos estudos de impactos das usinas eólicas no litoral do Ceará: o caso da praia de Xavier, Camocim. *Geosaberes*, v. 6, número especial 3, fev. 2016, p. 243-254.
- MERICSKAY, B.; ROCHE, S. Cartographie et SIG à l'ère du Web 2.0: Vers une nouvelle génération de SIG participatifs. *Annals of the Conférence internationale de Géomatique et Analyse Spatiale (SAGEO 2010)*. Toulouse, France. November, 17-19th, 2010. p.228-242. Disponível em: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00583142>>. Acesso em abr. 2019.
- MILAGRES, C.S.F. O uso da cartografia social e das técnicas participativas no ordenamento territorial em projetos de reforma agrária. 2011. 114f. Dissertação (Mestrado em Extensão Rural). Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-graduação em Extensão Rural. Viçosa, 2011.
- MMA. 2017. IV Plano de Ação Federal para a Zona Costeira. Disponível em: <<http://bibliotecadigital.planejamento.gov.br/bitstream/handle/123456789/1033/PAF-ZC%202017-2019.pdf>>.
- MOORE, S.A.; BROWN, G.; KOBRYN, H.; STRICKLAND-MUNRO, J. Identifying conflict potential in a coastal and marine environment using participatory mapping. *Journal of Environmental Management*, v. 197, 2017, p. 706-718.
- MORETZ-SOHN, C.D.; BARBOSA, L.N.; MELO, D.B.; SILVA NETO, C.A. da; SANTOS, I.R.; SILVA, E.V. da. Caracterização geocológica da zona costeira submersa a partir da cartografia social: estudo de caso em Icapuí-CE. *Encontros Universitários da UFC*, v.1, 2016.
- POLETTE, M. Os desafios da gestão costeira no Brasil. In: Mas-Plas, Josep; Zuppi, Gian Maria (eds.). *Gestión ambiental integrada de áreas costeras*. Programa de Cooperación Académica entre la Unión Europea y América Latina. Proyecto ELAN-CAM: European and Latin American Network on Coastal Area Management. Europe Aid Cooperation Office. Spain: Rubes Editorial, 2009. p.215-237.
- PRESTRELO, L.; VIANNA, M. Identifying multiple-use conflicts prior to marine spatial planning: a case study of a multi-legislative estuary in Brazil. *Marine Policy*, v. 67, 2016, p.83-93.
- RAMBALDI, G.; McCALL, M.; KYEM, P.A.K.; WEINER, D. Participatory spatial information management and communication in development countries. *Electronic Journal of Information Systems in Developing Countries*, v. 25, n. 1, jun. 2006, p. 1-9.
- RIBEIRO, J.C. e LIMA, L.B. Mapas colaborativos digitais e (novas) representações sociais do território: uma relação possível. *Ciberlegenda*, n.25, 2011, p.38-47.
- SEEMANN, J. A. Cartografia do Cotidiano, Mapas não Convencionais e um Atlas de Narrativas. *Geograficidade*, v. 01, n. 01, 2011.
- SILVA, C.N. da; VERBICARO, C.C. O mapeamento participativo como metodologia de análise do território. *Scientia Plena*, v. 12, n. 6, 2016. Disponível em: <<https://www.scientiaplenu.org.br/sp/article/view/3140/0>>.
- SOUTO, R. D. Assinatura de Sustentabilidade dos municípios costeiros do Rio de Janeiro: proposta de uma estrutura de avaliação. 2016. 582f. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em Geografia. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<http://www.ivides.org/raquel.deziderio>>.

_____. Desenvolvimento sustentável: da tentativa de definição do conceito às experiências de mensuração. 2011. 283f. Dissertação (Mestrado em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais). Escola Nacional de Ciências Estatísticas – ENCE/IBGE. Programa de Pós-Graduação em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <<http://www.ivides.org/raquel.deziderio>>.

SOUZA, P.V.B. de. Cartografia 2.0: Pensando o Mapeamento Participativo na Internet. *Ciberlegenda*, n.25, 2011, p.48-59.

SOUZA, V.A.; FREITAS, D.M. Mapeamento participativo como ferramenta para a gestão da pesca de emalhe no litoral centro-sul de São Paulo. *Desenvolv. Meio Ambiente*, v. 44, edição especial (X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro), fev. 2018, p. 164-182.

TORRES, I.V.; GAONA, S.R.; CORREDOR, D.V. Cartografía social como metodología participativa y colaborativa de investigación em el territorio afrodescendiente de la cuenca alta del río Cauca. *Cuadernos de Geografía/ Revista Colombiana de Geografía*, v. 21, n. 2, jul.-dic., 2012. p. 59-73.

UN (UNITED NATIONS). 1992. Agenda 21. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/Agenda21.pdf>>.

_____. 2002. Johannesburg Declaration on Sustainable Development. Disponível em: <https://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/English/POI_PD.htm>.

_____. 2017. Our ocean, our future: call for action. (Res. A/RES/71/312). Disponível em: <<https://oceanconference.un.org/callforaction>>.

_____. 2015. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. Disponível em: <https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E>.

_____. 2018. Sustainable Development Goal 14. Conserve and sustainably use the oceans, seas and marine resources for sustainable development. Progress of goal 14 in 2018. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/sdg14>>.

_____. 1982. United Nations Convention on the Law of the Sea. Disponível em: <<https://treaties.un.org/doc/Publication/MTDSG/Volume%20II/Chapter%20XXI/XXI-6.en.pdf>>.

UNEP (UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME). 1972. Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment. Disponível em: <<http://web.archive.loc.gov/all/20150314024203/http%3A//www.unep.org/Documents.Multilingual/Default.asp?documentid%3D97%26articleid%3D1503>>.

UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION). 2017. Declaration of Villa María. Meeting on Learning to Live Sustainably in Cities in Latin America and the Caribbean. Villa María, Argentina. 26-28 April 2017. (UIL/2017/ME/H/1). Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0025/002588/258897e.pdf>>.

_____. 2019a. Global Action Programme on Education for Sustainable Development. Goals and Objectives. Disponível em: <<https://en.unesco.org/gap/goals>>.

_____. 2019b. Learning to live together sustainability. Disponível em: <<https://en.unesco.org/themes/gced/sdg47progress>>.

VAUGHAN, L. *Mapping Society: the spatial dimension of social cartography*. London: UCL Press, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.14324/111.9781787353053>>.

WHC (WORLD HERITAGE CONVENTION). 2016. Sustainable Tourism Strategy. Cultural Landscape of Bali Province: the Subak System as a Manifestation of the Tri Hita Karana Philosophy. Jakarta: United Nations World Heritage Center, 2016. Disponível em: <<https://whc.unesco.org/document/157465>>.

Capítulo 6

ABREU, C. H. M. de; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. *Eng. Sanit. Ambient.*, v. 22, n. 1, p. 45-56. 2017.

ALBERTONI, E. F.; PALMA-SILVA, C.; TRINDADE, C. R.; FURLANETTO, L. M. Water quality of the São Gonçalo channel, urban and agricultural water supply in southern Brazil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 22, n. 2, p. 1-10, 2017.

ALVES, G.; MONTES, M. de J. F.; GASPAR, F. L.; PAULO, J. G.; FEITOSA, F. A. Eutrophication and water quality in a tropical estuary. *Journal of Coastal Research, Special Issue*, n. 65, p. 7-12, 2013.

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. de L. S.; MONTEIRO, S. de M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Acta Amazonica*, v. 42, n. 1, p. 115 – 124, 2012.

ANA. Agência Nacional de Águas. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br/>>. Acesso em: 27 dez 2017.

_____. Indicadores de qualidade índice do estado trófico. 2010. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-estado-trofico.aspx>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

ANZALDUA, G.; GERNER, N. V.; LAGO, M.; ABHOLD, K.; HINZMANN, M.; BEYER, S. et al. Getting into the water with the Ecosystem Services Approach: The DESSIN ESS evaluation framework. *Ecosystem Services*, v. 30, p. 318–326, 2018.

ARTIOLI, Y.; BENDORICCHIO, G.; PALMERI, L. Defining and modelling the coastal zone affected by the Po river (Italy). *Ecological Modelling*, v. 184, p. 55–68, 2005.

BAUMGARTEN, M. DA G. Z.; PAIXÃO, B. E. G. da. Uso do índice do estado trófico para avaliar a qualidade das águas do estuário da Lagoa dos Patos (RS). *Atlântica*, v. 35, n. 1, p. 5–22, 2013.

BEHMEL, S.; DAMOUR, M.; LUDWIG, R.; RODRIGUEZ, M. J. Water quality monitoring strategies — A review and future perspectives. *Science of the Total Environment*, v. 571, p. 1312–1329, 2016.

BRASIL. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. (Alterada pela Resolução 410/2009 e pela 430/2011). Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 15 jan. 2019.

BRICKER, S. B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change, *Harmful Algae*, v. 8, p. 21–32, 2008.

CAMARGO, L. P. Proposta de zoneamento ambiental para manguezais do rio Ratoões, Saco Grande e rio Tavares, Ilha de Santa Catarina através do geoprocessamento como subsídio ao gerenciamento costeiro (GERCO) de Santa Catarina. 2001. 220f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2001.

CAMPANÁRIO, P. Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050). Prefeitura de Florianópolis. Santa Catarina: Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF), 2007.

CAÑEDO-ARGÜELLES, M.; RIERADEVALL, M.; FARRÉS-CORELL, R.; NEWTON, A. Annual characterization of four Mediterranean coastal lagoons subjected to intense human activity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 114, p. 59–69, 2012.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361–369, 1977.

CHEN, N.; KROM, M. D.; WU, Y.; YU, D.; HONG, H. Storm induced estuarine turbidity maxima and controls on nutrient fluxes across river-estuary-coast continuum. *Science of the Total Environment*, v. 628–629, p. 1108–1120, 2018.

CLOERN, J. E.; FOSTER, S. Q.; KLECKNER, A. E. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences*, v. 11, p. 2477–2501, 2014.

CONLEY, D. J. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia*, v. 410, p. 87–96, 2000.

COTOVICZ JUNIOR, L.C.; BRANDINI, N.; KNOPPERS, B. A.; FRIEDERICHS, W.; SOUZA, L. DE; MEDEIROS, P. R. P. Comparação de modelos e índices para avaliação do estado trófico do complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas. *Geochimica Brasiliensis*, v. 26, n.1, p. 7–18, 2012.

DIEDERICHSEN, S. D. Percepção dos atores sociais frente aos problemas socioambientais da bacia hidrográfica do rio Tavares como subsídio à estratégia de gestão costeira integrada. 2014. 151f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2014.

DRECHT, G. V. van; BOUWMAN, A. F.; HARRISON, J.; KNOOP, J. M. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 23, p. 1–19, 2009.

EC (EUROPEAN COMMUNITIES). Directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. *Jornal Oficial das Comunidades Europeias*. L 327. 22/12/2000. Disponível em: <http://apambiente.pt/dqa/assets/01-2000_60_ce---directiva-quadro-da-%c3%a1gua.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Directiva-quadro da Água: algumas informações. 2002. Disponível em: <<http://www.waterframeworkdirective.wdd.moa.gov.cy/docs/WFD/brochures/BrochurePT.pdf>> Acesso em abr. 2017.

ELLIOTT, M.; JONGE, V. N. de. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia*, v. 475/476, p. 513–524, 2002.

FERREIRA, D. F. Estatística básica. 2 ed.rev. Lavras: Ed. UFLA, 2009.

FERREIRA, J. G.; ANDERSEN, J. H.; BORJA, A.; BRICKER, S. B. et al. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 93, p. 117–131, 2011.

- FERRETTI, O. E. Os espaços de natureza protegida na Ilha de Santa Catarina, Brasil. 2013. 346f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2013.
- FERRIS, R.; HUMPHREY, J. W. A review of potential biodiversity indicators for application in British Forests. *Forestry*, v. 72, n. 4, p. 313–28, 1999.
- FIORI, E.; ZAVATARELLI, M.; PINARDI, N.; MAZZIOTTI, C.; FERRARI, C. R. Observed and simulated trophic index (TRIX) values for the Adriatic Sea basin. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, v. 16, p. 2043–2054, 2016.
- FLORES MONTES, M. DE J.; PAULO, J.G.; NASCIMENTO-FILHO, G.A.; GASPAR, F.L.; FEITOSA, F.A.; SANTOS-JÚNIOR, A.C.; BATISTA, T.N.F.; TRAVASSOS, R.K.; PITANGA, M.E., 2011. The trophic status of an urban estuarine complex in Northeast Brazil. *Journal of Coastal Research, Special Issue 64*, p. 408-411, 2011.
- FORGIARINI, F. R.; SILVEIRA, A. L. L. DA; SILVEIRA, G. L. DA. Classificação das águas no Brasil e na Europa: diferenças, aplicações e vantagens dos documentos para a gestão dos Recursos Hídricos. *Anais[...] XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, São Paulo. 2017. Disponível em: <https://abr.h.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/19/f05e822558eb8237d09028e1d8e287de_55c384fbbfa5d4fa9d1a42d6b222cd91.pdf>. Acesso em: 09 jan. 2019.
- FRAGOSO JÚNIOR, C. R.; MARQUES, D. da M.; FERREIRA, T. F. Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 304p.
- FUZINATTO, C. F. Avaliação da qualidade da água de rios localizados na Ilha de Santa Catarina utilizando parâmetros toxicológicos e o índice de qualidade de água. 2009. 245f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 2009.
- GAMEIRO, C.; ZWOLINSKI, J.; BROTAS, V. Light control on phytoplankton production in a shallow and turbid estuarine system. *Hydrobiologia*, v. 669, p. 249–263, 2011.
- GARBOSSA, L. H. P.; SOUZA, R. V.; CAMPOS, C. J. A.; VANZ, A.; VIANNA, L. F. N.; RUPP, G. S. Thermotolerant coliform loadings to coastal areas of Santa Catarina (Brazil) evidence the effect of growing urbanization and insufficient provision of sewerage infrastructure. *Environ. Monit. Assess.*, v. 189, p. 26-37, 2017.
- GARMENDIA, M.; BRICKER, S.; REVILLA, M.; BORJA, Á.; FRANCO, J.; BALD, J.; VALENCIA, V. Eutrophication Assessment in Basque Estuaries: Comparing a North American and a European Method. *Estuaries and Coasts*, v. 35, p. 991–1006, 2012.
- GIOVANARDI, F.; VOLLENWEIDER, R. A. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *J. Limnol.*, v. 63, n. 2, p. 199-218, 2004.
- GNAUCK, A. Interpolation and approximation of water quality time series and process identification. *Anal Bioanal Chem.* v. 380, p. 484-492, 2004.
- GROSS, J.; LIGGES, U. Package ‘nortest’: Tests for Normality. 2015. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/nortest/nortest.pdf>>. Acesso em: 06 jul. 2019.
- HERRERA-SILVEIRA, J.A.; MORALES-OJEDA, S. M. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. *Marine Pollution Bulletin*, v. 59, p. 72–86, 2009.
- HOANG, T.-H. T.; VAN, A. D.; NGUYEN, H. T. T. Driving variables for eutrophication in lakes of Hanoi by data-driven technique. *Water and Environment Journal*, v. 31, p. 176-183, 2017.
- JAYACHANDRAN, P. R.; NANDAN, S. B. Assessment of trophic change and its probable impact on tropical estuarine environment (the Kodungallur-Azhikode estuary, India). *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change*, v. 17, p. 837–847, 2012.
- JIANG, J.; SHARMA, A.; SIVAKUMAR, B.; WANG, P. A global assessment of climate-water quality relationships in large rivers: an elasticity perspective. *Science of the Total Environment*, v. 468-469, p. 877-891, 2014.
- KARYDIS, M. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review. *Global Nest Journal*, v. 11, n. 4, p. 373-390, 2009.
- KASSAMBARA, A. Package ‘ggpubr’ - ggplot2 based publication ready plots. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggpubr/ggpubr.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2018.
- KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. *Environment International*, v. 35, p. 778-801, 2011.
- LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d’água do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. 2004. 235p.
- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats, and Management*. 3 ed. England: Oxford University, 2004. 223p.

MONTEIRO, M. C.; PEREIRA, L. C. C.; JIMÉNEZ, J. A. The Trophic Status of an Amazonian Estuary Under Anthropogenic Pressure (Brazil). *Journal of Coastal Research*, v. 75, p. 98-102, 2016.

MORITZ, S. imputeTS: Time Series Missing Value Imputation. R package version 2.6, (2018). Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=imputeTS>>. Acesso em: 10 maio 2018.

ONU. Organização das Nações Unidas. Objetivo 14 - Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/ods14/>>. Acesso em: 27 jul. 2019.

PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A.; BOSQUILHA, G.E.; BRAGA, E. S.; BARBOSA, F. A. R. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, v. 50, p. 965-974, 2005.

PARIZOTTO, B. A. D. M. Qualidade da água e distribuição espacial de foraminíferos bentônicos em estuários das Baías Norte e Sul da Ilha de Santa Catarina (Brasil). 2009. 265f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2009.

PETTINE, M.; CASENTINI, B.; FAZI, S.; GIOVANARDI, F.; PAGNOTTA, R. A revisitacion of TRIx for trophic status assessment in the light of the European Water Framework Directive: Application to Italian coastal Waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 54, p. 1413-1426, 2007.

PMF. Programa Floripa Se Liga na Rede. Relatório Final, 2016. Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/07_03_2018_16.07.54.f54f51622dbf924fef34a7d88d93ed0f.pdf>. Acessado em: 01 out. 2018.

PRIMPAS, I.; KARYDIS, M. Scaling the trophic index (TRIX) in oligotrophic marine environments. *Environ Monit. Assess.*, v. 178, p. 257-269, 2011.

REBOLLAR, N. A. P.; SCHUCH, F. S.; LOCH, C. Diagnóstico das condições de saneamento na comunidade do Maciço do Morro da Cruz - Florianópolis-SC. *Extensão em Foco*, v. 8, p. 1-14, 2013.

RODRIGUES, C. J. Águas de Carijós: passado, presente, futuro e seus impactos. 2016. 153f. Dissertação (Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais) – Programa de Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2016.

ROGERSON, P. A. Método estatístico para geografia: uma guia para o estudante. 3 ed. Porto Alegre: Bookman, 2012. 348p.

SANTA CATARINA. Resolução CERH Nº 003/2007. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água de Santa Catarina e dá outras providências. Disponível em: <http://www.cadastro.aguas.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=6&idMenu=636&idMenuPai=38>. Acesso em: 15 jan. 2019.

SANTOS, C. C. dos. O processo de urbanização da bacia do Itacorubi: a influência da UFSC. 2003. 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.

SILVA, A. R. da. Avaliação da qualidade ambiental e do processo de eutrofização na bacia hidrográfica do Papaquara, Ilha de Santa Catarina, SC. 2015. 123f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2015.

SILVA, A. R. da. Avaliação do processo de eutrofização das águas superficiais, do cenário nacional ao local: estudo de caso nas bacias hidrográficas costeiras dos rios Ratonas, Itacorubi e Tavares (Ilha de Santa Catarina, Brasil). 2019. 309f. Tese (Doutorado em Geografia) – Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2019.

SILVA, A. R. da; FONSECA, A. L. D' O.; RODRIGUES, C. J.; BELTRAME, Â. da V. Application of ecological indicators in coastal watershed under high pressure during summer period. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 21, n. 3, p. 537-548, 2016.

SILVA, A. R. da; FONSECA, A. L. D'O. Eutrofização dos recursos hídricos como ferramenta para a compreensão das doenças de vinculação hídrica. *Geosul*, v. 31, n. 62, p. 247-270, 2016.

SØNDERGAARD, M.; JEPPESEN, E.; JENSEN, J. P.; AMSINCK, S. L. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, v. 42, p. 616-629, 2005.

TAVARES, J. L.; CALADO, A. L. A.; FONTES, R. F. C. Estudos iniciais para uso do índice TRIx para análise do nível de eutrofização no estuário do rio Potengi, Natal, RN. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v. 7, n. 3, p. 297-308, 2014.

TOLEDO, A. P. J.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação do processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *Anais[...] Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 12., Balneário Camboriú, Santa Catarina. p. 1-34, 1983.

TU, J. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. *Applied Geography*, v. 31, p. 376-392, 2011.

- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Recursos hídricos no século XXI. São Paulo: Oficina de textos, 2011. 328p.
- VASCETTA, M.; KAUPPILA, P.; FURMAN, E. Aggregate Indicators in Coastal Policy Making: Potentials of the Trophic Index TRIX for Sustainable Considerations of Eutrophication. *Sust. Dev.* v. 16, p. 282–289, 2008.
- 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*, v. 9, p. 329-357, 1998.
- WHITALL, D.; HIVELY, W. D.; LEIGHT, A. K.; HAPEMAN, C. J.; MCCONNELL, L. L.; FISHER, T.; RICE, C. P.; CODLING, E.; MCCARTY, G. W.; SADEGHI, A. M.; GUSTAFSON, A.; BIALEK, K. Pollutant fate and spatio-temporal variability in the Choptank river estuary: factors influencing water quality. *Science of the Total Environment*, v. 408, p. 2096-2108, 2010.
- WICKHAM, H. Package 'ggplot2' - create elegant data visualizations using the grammar of graphics. Version 3.1. 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/ggplot2.pdf>>. Acesso em: 04 jan. 2019.
- ZÜNDT, C. Baixada Santista: uso, expansão e ocupação do solo, estruturação de rede urbana regional e metropolização. 2006. Disponível em: <http://www.nepo.unicamp.br/publicacoes/livros/vulnerabilidade/arquivos/arquivos/vulnerab_cap_11_pgs_305_336.pdf>. Acessado em: 11 dez. 2018.

Capítulo 7

- ALBINO, J.; NETO, N.C.; OLIVEIRA, T.C.A. The beaches of Espírito Santo. In: SHORT, A.D.; KLEIN A.H. da F. (eds.). *Brazilian Beach Systems*. CoastalResearch Library, v. 17, 2016. p. 333-362.
- ALBINO, J.; GIRARDI, G.; NASCIMENTO, K. A. Espírito Santo. In: Muehe, Dieter (org.). *Erosão e progradação do litoral brasileiro*. Brasília: MMA, 2006. p. 227-264.
- ALBINO, J.; PAIVA, D. de Souza; MODOLO, G.V.M. Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosiva e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. *Geografares*, n. 2, Vitória, ES: CCHN-UFES, 2001.
- ALLAN, J.C.; KOMAR, P.D. Extreme Storms on the Pacific North West Coast during the 1997-1998 El Niño and 1998-99 La Niña. *Journal of Coastal Research*, v.18, n. 1, 2002, p. 175-193.
- ANFUSO, G. et al. Long-shore distribution of morphodynamic beach states along an apparently homogeneous coast in SW Spain. *Journal of Coastal Conservations*, v. 9, 2003. p. 49-56.
- ANGULO, R.J.; SOUZA, M.C. Revisão conceitual de indicadores costeiros de paleoníveis marinhos quaternários no Brasil. *Quaternary and Environmental Geosciences*, v. 5, n. 2, 2014, p. 01-32.
- BERNABEU-TELLO; A. M; MUNOZ-PEREZ; J. J; MEDINA-SANTAMARIA, R. Influence of rocky platform in the profile morphology: Victoria Beach, Cádiz (Spain). *Ciencias Marinas*, v. 28, n. 2, 2002, p. 181-192.
- BIGARELLA, J. J. The Barreiras Group in Northeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 47 (Suplemento), p. 365-393, 1975.
- BIRD, E.C.F. *Beach Management*. New York: John Wiley & Sons, 1996.
- _____. *Coastline Changes*, Wiley and Sons, New York, p. 219.1985.
- BRUUN, P M. Sea-level rise as a cause of shore erosion. *Journal of the Waterways and Harbors Division*, v. 88, 1962, p. 117-130.
- BRUUN, P. M. (1988). The Bruun Rule of Erosion by Sea-Level Rise: A Discussion on Large-Scale Two- and Three-Dimensional Usages. *Journal of Coastal Research*, v.4, n.4, 1988, p. 627-648. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/4297466>>. Acesso em jun. 2019.
- BUSH, D.M.; NEAL, W.J.; YOUNG, R.S.; PILKEY, O.H. Utilization of geoindicators for rapid assessment of coastal-hazard risk and mitigation. *Ocean & Coastal Management*, v. 42, n. 8, 1999, p. 647–670.
- CARTER, B. *Coastal environments: an introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines*. London: Academic Press, 1988. 617p.
- COOK, J. *et al.* Consensus on consensus: a synthesis of consensus estimates on human-caused global warming. *Environmental Research Letters*, v. 11, n. 4, 2016.
- COWELL, P. J., THOM, B. G., & van de Plassche, O. (n.d.). Morphodynamics of coastal evolution. *Coastal Evolution*, 33–86. doi:10.1017/cbo9780511564420.1994.

- ELFRINK, B. ACETTA, D. MANGOR, K. Innovative Shoreline Protection Scheme For The City Of Marataízes, Espírito Santo, Brazil. In: International Conference on Coastal Engineering. Clearware, Florida, USA, 2006.
- EMERY, K. O. 1968, Relict sediments on continental shelves of the world. *Am. Assoc. Petroleum Geologists Bull.*, v. 52, p. 445-464.
- FERNANDES, C.S. Tipologia e sedimentologia das praias do litoral sul do Espírito Santo. 2018. 66f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória, ES, 2018. 66p.
- FERNANDEZ, G.B.; MUEHE, D. Algumas considerações sobre o efeito do fenômeno El Niño sobre feições costeiras ao longo da costa brasileira. *GEOgraphia*, v. 8, n. 15, 2006, p. 115-128. Disponível em <<http://www.uff.br/geographia/ojs/index.php/geographia/article/viewArticle/191>>. Acesso em mai. 2020.
- FILGUEIRAS, G. D. L. Mobilidade da linha de costa do litoral de Marataízes – ES nas últimas décadas. 2017. 68 f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória, ES, 2017.
- GIRARDI, G; COMETTI, R.S. Dinâmica de uso e ocupação do solo no litoral sul do estado do Espírito Santo, Brasil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 13, 2006, p. 51-73.
- HALLEGATTE, S; GREEN,C; NICHOLLS, R J; MORLOT, J.C. Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, v. 3, n. 9, 2013. p. 802-806.
- HESP, P.A Foredune and blow-outs: initiation, geomorphology and dynamics. *Geomorphology*, v. 48, 2002, p. 245-268.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, Diretoria de Geociências, 2011. 173p.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). Climate Change: The physical science basis. Summary for Policymakers, Technical Summary and Frequently Asked Questions. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2013. 203p.
- JIMENEZ, J.A.; VALDEMORO, H.I.; BOSOM, E. et al. Impacts of sea-level rise-induced erosion on the Catalan coast. *Reg. Environ. Change*, v. 17, 2017, p. 593-603.
- JACKSON, D.W.T., COOPER, J.A.G. Geological control on beach form: accommodation space and contemporary dynamics. *Journal of Coastal Research*, v. 13, Special Issue 56, 2009, p. 69–72. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/257169664_Beach_Morphodynamics>. Acesso em fev. 2020.
- KELLER, E.A. Environmental Geology. Macmillan Publishing Company, 1992. 521 p.
- KENNEDY, D.M.; MILKINS, J. The formation of beaches on shore platforms in microtidal environments. *Earth surface processes and landforms*, v. 40, n. 1, 2015, p. 34-46.
- KLUMB-OLIVEIRA, L.A. Variabilidade Interanual do Clima de Ondas e Tempestades e seus Impactos sobre a Morfodinâmica de Praias do Litoral Sudeste do Estado do Rio de Janeiro. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2015.
- KOMAR, P.D. Beach processes and sedimentation. New Jersey: Prentice Hall, 1976.
- KOURSKY, V.E.; KAGANO, M.T.; CAVALCANTI, I.F. A review of the Southern Oscillation: oceanic-atmospheric circulation changes and related rain fall anomalies. *Tellus*, v. 36, n. 5, 1984, p. 490–504. doi: 10.1111/j.1600-0870.1984.tb00264.x
- LINS-DE-BARROS, F. M. Risco, Vulnerabilidade Física à Erosão Costeira e Impactos Socioeconômicos na Orla Urbanizada do Município de Maricá, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Geomorfologia*. Ano 6, n. 2, 2005, p. 83-90.
- LOSADA, IJ, REGUERO, BG, MÉNDEZ, FJ, CASTANEDO, S, ABASCAL, AJ, AND MÍNGUEZ, R Long-term changes in sea-level components in Latin America and the Caribbean. *Global and Planetary Change*, 104:34-50. doi: 10.1016/j.gloplacha.2013.02.006. 2013.
- LOWE, J.A; GREGORY J.M. The effects of climate change on storm surges around the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, jun. 2005. Disponível em <<http://doi.org/10.1098/rsta.2005.1570>>. Acesso em mai. 2020.
- LUIJENDIJK, A.; HAGENAARS, G.; RANASINGHE, R.; BAART, F.; DONCHYTS, G.; AARNINKHOF, S. The State of the World's Beaches. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, 2018, p. 1-11.
- MAIA, L.X . Tipologia local e perfil de equilíbrio das praias de Marataízes, ES. 2018. 77f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Vitória, ES, 2018.
- MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J. M.; ARCHANJO, J. D. Coastal quarternary formations of the southern part of the state of Espírito Santo. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 68, p. 389-404. 1996.
- MENEZES, V.S. A artificialização da linha de costa do município de Marataízes (ES). 2017. 84 f. Monografia (Bacharelado em oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, ES, 2017.

- MESQUITA, A.R. Variação do nível do mar de longo termo. Instituto de Estudos Avançados. Universidade de São Paulo. Série Ciências Ambientais, v. 20, 1994, p. 47-67.
- MILLIMAN, J.D.; FARNSWORTH, K.L. River Discharge to the coastal ocean: a global synthesis. Cambridge University Press, 2013. 394p.
- MORAES, A.C.R. Contribuições para a gestão da zona costeira do Brasil: elementos para uma geografia do litoral brasileiro. 2. ed. São Paulo: Annablume, 2007. 232 p.
- MÖRNER, N.-A. Global Change and interaction of Earth rotation, ocean circulation and Paleoclimate. An. Brazilian Acad. Sc., v. 68, Supl. 1, 1996, p. 77-94.
- MUEHE, D. Critérios Morfodinâmicos para o Estabelecimento de Limites da Orla Costeira para fins de Gerenciamento. Revista Brasileira de Geomorfologia, v. 2, n. 1, 2001. p. 35-44.
- MUEHE, D; CASTRO, L.B; ALBINO, J. Perfis de praia: deve o método das balizas de Emery ser abandonado?. Revista Brasileira de Geomorfologia, v.21. N.1, 2020.
- NEUMANN, B.; VAFEIDIS, A.T.; ZIMMERMANN, J.; NICHOLLS, R.J. Future Coastal Population Growth and Exposure to Sea-Level Rise and Coastal Flooding: A Global Assessment. PLoS ONE, v. 10, n. 6, 2015, p. e0118571.
- PEREIRA, N.E. da S.; KLUMB-OLIVEIRA, L.A. Analysis of the influence of ENSO phenomena on wave climate on the central coastal zone of Rio de Janeiro (Brazil). Revista de Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management, v. 15, n. 3, set. 2015, p. 353-370. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5894/rgci570>>. Acesso em dez. 2019.
- RABINEAU, M.; BERNÉ, S.; OLIVET, J.L.; ASLANIAN, D.; JOSEPH, P. Paleo sea levels reconsidered from direct observation of paleoshoreline position during Glacial Maxima (for the last 500,000 yr). Earth and Planetary Science Letters, v. 252, 2006, p. 119-137.
- RAMIERI, E. HARTLEY, A. BARBANTI, A. SANTOS, F. D. GOMES, A. HILDEN, M. LAIHONEN, P. MARINOVA, N.; SANTINI, M. Methods for assessing coastal vulnerability to climate change. European Topic Centre on Climate Change Impacts, Vulnerability and Adaptation, Bologna, Italy. 2011. (ETC CCA Technical Paper; 1/2011)
- RANASINGHE, R; MCLOUGHLIN, R; SHORT, A; SYMONS, G. The Southern Oscillation Index, waveclimate, and beach rotation. Marine Geology, 204. p. 273-287. 2004.
- RUDORFF, F. M.; BONETTI FILHO, J.; MORENO, D. A.; OLIVEIRA, C. A. F & MURARA, P. G. Maré de tempestade. In: Herrmann, M.L.P. Atlas de desastres naturais do Estado de Santa Catarina: período de 1980 a 2010. 2. Ed. Florianópolis, SC: IHGSC/Cadernos Geográficos, p. 151-154. Disponível em: <<http://www.labclima.ufsc.br/files/2010/04/Atlas-2010.pdf>>. Acesso em dez. 2019.
- SALLENGER, A. H. Storm impact scale for Barrier Island. Journal of Coastal Research, v. 16, 2000, p.890-895.
- SANTOS Jr., O.F.; SCUDELARI, A.C.; COSTA, Y.D.; COSTA, C.M. Sea Cliff Retreat Mechanisms in Northeastern Brazil. Journal of Coastal Research, v. 64, 2011. p. 820-824. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/265266586_Sea_Cliff_Retreat_Mechanisms_in_Northeastern_Brazil>. Acesso em dez. 2019.
- SANTOS, L. Classificação do litoral de Marataízes, Espírito Santo, quanto à vulnerabilidade erosiva. 2005. 143 f. Monografia (Bacharelado em oceanografia) – Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Vitória, ES, 2005.
- SHORT, A.D.; WRIGHT, L.D. Physical variability of sandy beaches. In: Sandy beaches as ecosystems. 1st International Symposium on Sandy Beaches. South Africa: McLachlan, A.; Erasmus, T. (eds.). Developments in Hydrobiology, v. 19, 1983, p. 133-144.
- SUGUIO K, MARTIN L, BITTENCOURT ACSP, DOMINGUEZ JML, FLEXOR J-M AND AZEVEDO AEG. 1985. Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira. Rev Bras Geoc 15(4): 273-286.
- TOLMAN, H. L. User Manual and System Documentation of WAVEWATCHIII: version 3.14. Camp Springs, Maryland: U. S. Department of Commerce. National Oceanic and Atmospheric Administration. National Weather Service. National Centers for Environmental Prediction. 2009. (Technical Note)
- YIN, J; GENTINE, P; ZHOU, S et al. Large increase in global storm runoff extremes driven by climate and anthropogenic changes. Nature Communications, v. 9, n. 1, 2018. 10p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/328430759_Large_increase_in_global_storm_runoff_extremes_driven_by_climate_and_anthropogenic_changes>. Acesso em dez. 2019.

Capítulo 8

AAPA (AMERICAN ASSOCIATION OF PORT AUTHORITIES). Environmental Management Handbook. 1998. Disponível em: <<https://www.aapa-ports.org/empowering/content.aspx?ItemNumber=989>>. Acesso em fev. 2020.

ANTAQ (AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES AQUAVIÁRIOS). Resolução nº 2650/2012, de 26 de setembro de 2012. Brasília: ANTAQ, 2012. Disponível em: <http://www.mds.gov.br/webarquivos/arquivo/seguranca_alimentar/compra_institucional/RESOLUCAO_N50_26SETEMBRO2012.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Desempenho do setor aquaviário 2018. Brasília: ANTAQ, 2019. Disponível em: <<http://portal.antaq.gov.br/wp-content/uploads/2019/02/Anu%C3%A1rio-2018-Layout-4-3.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

ASMUS, M.L.; SCHERER, M.E.G.; CUNHA, I.A. Procedimento de análise dos planos e programas com incidências nos processos de gestão ambiental portuária. Relatório Técnico. Plano Nacional de Logística Portuária. Secretaria de Portos da Presidência da República – SEP/PR, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. 2011. 22pp.

BRAGA, R., UCHOA, T., DUARTE, M. Impactos ambientais sobre o manguezal de Suape – PE. Acta Bot. Bras., v. 3, n. 2, supl. 1, Feira de Santana, 1989. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0102-33061989000300003>>. Acesso em fev. 2020.

BRASIL. Decreto de 14 de setembro de 2000. Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca, no Estado de Santa Catarina, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 15/09/2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/2000/Dnn9027.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei Nº 7.661 de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro – PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 08/12/2004. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2004/Decreto/D5300.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 5.377, de 23 de fevereiro de 2005. Aprova a Política Nacional para os Recursos do Mar – PNRM. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 24/02/2005. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Decreto/D5377.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 8.127, de 22 de outubro de 2013. Institui o Plano Nacional de Contingência para Incidentes de Poluição por Óleo em Águas sob Jurisdição Nacional, altera o Decreto Nº 4.871, de 6 de novembro de 2003, e o Decreto Nº 4.136, de 20 de fevereiro de 2002, e dá outras providências. Brasília, DF: 2013a. Diário Oficial da União (DOU), 23/10/2013. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2013/decreto/d8127.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Decreto Nº 8.437, de 22 de abril de 2015. Regulamenta o disposto no art. 7º, caput, inciso XIV, alínea “h”, e parágrafo único, da Lei Complementar nº 140, de 8 de dezembro de 2011, para estabelecer as tipologias de empreendimentos e atividades cujo licenciamento ambiental será de competência da União. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 23/04/2015. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Decreto/D8437.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Federal Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 02/09/1981. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1980-1987/lei-6938-31-agosto-1981-366135-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 18/05/1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7661.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 8.620, de 05 de janeiro de 1993 (Lei de modernização portuária). Altera as Leis Nºs 8.212 e 8.213, de 24 de julho de 1991, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 06/01/1993. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1993/lei-8620-5-janeiro-1993-363190-norma-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 9.966, de 28 de abril de 2000. Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 29/04/2000. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2000/lei-9966-28-abril-2000-374265-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 10.257, de 10 de julho de 2001 (Estatuto da Cidade). Regulamenta os arts. 182 e 183 da Constituição Federal, estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União (DOU), 11/07/2001. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2001/lei-10257-10-julho-2001-327901-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Lei Nº 12.815, de 05 de junho de 2013. Dispõe sobre a exploração direta e indireta pela União de portos e instalações portuárias e sobre as atividades desempenhadas pelos operadores portuários; altera as Leis (...). Brasília, DF: 2013b. Diário Oficial da União (DOU), 05/06/2013. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2013/Lei/L12815.htm>. Acesso em fev. 2020.

_____. Projeto de Lei Nº 6.969/2013. Institui a Política Nacional para a Conservação e o Uso Sustentável do Bioma Marinho (PNCMar) e dá outras providências. Câmara dos deputados Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Brasília, DF: 2013c. Disponível em: <<https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=604557>>. Acesso em fev. 2020.

CIRM (COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR). Resolução CIRM Nº 001, de 21 de novembro de 1990. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC). Brasília, DF, Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – CIRM: Diário Oficial da União (DOU), 27/11/90. Disponível em: <<https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro52516/documento%201.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CIRM Nº 005, de 03 de dezembro de 1997. Aprova o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro II (PNGC II). Brasília, DF, Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – CIRM: Diário Oficial da União (DOU), 14/01/1998. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br/secirm/files/resolucao-5-1997.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CIRM Nº 006, de 02 de dezembro de 1998 (Agenda Ambiental Portuária). Brasília, DF, Comissão Interministerial para os Recursos do Mar – CIRM: 02/12/1998. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Plano%20de%20Acao%20Federal%20PAF-ZC/Res.CIRM%20006-98%20AAP.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

COLLIE, J. S.; ADAMOWICZ, W. L. (Vic); BECK, M. W.; CRAIG, B.; ESSINGTON, T. E.; FLUHARTY, D.; RICE, J.; SANCHIRICO, J. M. Marine spatial planning in practice. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, v. 117, jan. 2013, p. 1-11. Disponível em: <<http://10.1016/j.Ecss.2012.11.010>>. Acesso em fev. 2020.

CUNHA, I.A.; FREDO, A.C.; AQUIAR, M.A.F. Gestão ambiental e competitividade dos portos: negociando uma agenda. Anais do XIII Simpósio de Engenharia de Produção (SIMPEP). Bauru, SP, Brasil, 2006. Disponível em: <http://www.simpep.feb.unesp.br/anais/anais_13/artigos/239.pdf>. Acesso em fev. 2020.

DARBRA, R.M.; PITTAM, N.; DARBRA, J.P.; JOURNEE, H. Survey on environmental monitoring requirements of European ports. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 3, mar. 2009, p. 1386-1403. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.08.010>>. Acesso em fev. 2020.

ENDRESEN, Ø.; BEHRENS, H.; BRYNESTAD, S.; ANDERSEN, A.; SKJONG, R. Challenges in global ballast water management. *Marine Pollution Bulletin*, v. 48, n. 7-8, apr. 2004, p. 615-623. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.016>>. Acesso em fev. 2020.

ESPO (EUROPEAN SEA PORTS ORGANIZATION). Green guide: towards excellence in port environmental management and sustainability. Brussel, Belgium: ESPO, 2012. 38p. Disponível em: <https://www.espo.be/media/espopublications/espo_green%20guide_october%202012_final.pdf>. Acesso em fev. 2020.

FREITAS, D. M. de; XAVIER, L. Y.; SHINODA, D. Relatório do Seminário Internacional: Planejamento Integrado do Espaço Marinho. Jornada de Gerenciamento Costeiro e Planejamento Espacial Marinho. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2014. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Programas%20Acoes%20e%20Iniciativas/Relatorio%20PEM%202014_revisao%20final_MMA.pdf>. Acesso em fev. 2020.

GANDRA, T.; BONETTI, J.; SCHERER, M.E.G. Onde estão os dados para o Planejamento Espacial Marinho (PEM)? Análise de repositórios de dados marinhos e das lacunas de dados geoespaciais para a geração de descritores para o PEM no Sul do Brasil. X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro, v. 44, edição especial, fev. 2018. Disponível em: <<https://revis-tas.ufpr.br/made/article/download/54987/34942>>. Acesso em fev. 2020.

GERHARDINGER, C. L. et al. (org.) Diagnóstico socioambiental do ecossistema Babitonga. Joinville, SC: Universidade da Região de Joinville (Univille)/ Projeto Babitonga Ativa. 2a ed., 2017. 271p. Disponível em: <<https://drive.google.com/file/d/1jC3R8SfNreb4KbDg8mHEauLkR0t-Etep/view>>. Acesso em fev. 2020.

GLMRI (GREAT LAKES MARITIME RESEARCH INSTITUTE). Manual of Best Management Practices for Port Operations and Model Environmental Management System. University of Wisconsin and Purdue University. U.S. Maritime Administration. American great lakes ports association. 2009. 155p. Disponível em: <<http://www.glmri.org/downloads/resources/manualBest-ManagementPorts.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

GOBBI, N. C.; SANCHESE, V.M.L.; PACHECOD, E.B.A.V.; GUIMARÃES, M. J.A.C.; FREITAS, M.A.V. Management of plastic wastes at Brazilian ports and diagnosis of their generation. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, 2017, p. 67-73. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.004>>. Acesso em fev. 2020.

GOULARTI FILHO, A. Melhoramentos, reaparelhamentos e modernização dos portos brasileiros: a longa e constante espera. *Revista Economia e Sociedade*, v. 16, n. 3 (31), p. 455-489. dez. 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ecos/v16n3/07.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

HLALI, A; HAMMAMI, S. Seaport Concept and Services Characteristics: Theoretical Test. *The Open Transportation Journal*, v. 11, 2017, p. 120-129. Disponível em: <<https://opentransportationjournal.com/VOLUME/11/PAGE/120/PDF/>>. Acesso em fev. 2020.

ICMBio (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Sumário Executivo. 2016. 75p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/dcom_sumario_executivo_livro_vermelho_da_fauna_brasileira_ameacada_de_extincao_2016.pdf>. Acesso em fev. 2020.

IMO (INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION). International Convention for the Prevention of Pollution of the Sea by Oil (OILPOL 1954). London: IMO, 1954. Disponível em: <<http://www2.ecolex.org/server2neu.php/libcat/docs/TRE/Full/En/TRE-000135.txt>>. Acesso em fev. 2020.

INCT (INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA MUDANÇAS CLIMÁTICAS). Mudanças Climáticas em Rede: Um olhar interdisciplinar. Contribuições do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia para Mudanças Climáticas. Carlos A. Nobre; José A. Marengo (Orgs.). São José do Campos, SP: INCT, 2017. 608 p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jose_Marengo/publication/322638754_Mudancas_Climaticas_em_Rede_Um_olhar_interdisciplinar-Contribuicoes_do_Instituto_Nacional_de_Ciencia_e_Tecnologia_para_Mudancas_Climaticas/links/5a65d6efaca272a158200a2c/Mudancas-Climaticas-em-Rede-Um-olhar-interdisciplinar-Contribuicoes-do-Instituto-Nacional-de-Ciencia-e-Tecnologia-para-Mudancas-Climaticas.pdf>. Acesso em fev. 2020.

IOC (INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION). Marine spatial planning: A step-by-step approach toward Ecosystem-based Management. Ehler, Charles.; Douvère, Fanny. (Orgs.). Paris: Intergovernmental Oceanographic Commission, IOC-UNESCO, 2009. (IOC Manual and Guides; 53) (ICAM Dossier; 6). Disponível em: <<https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000186559/PDF/186559eng.pdf.multi>>. Acesso em fev. 2020.

IPEA (INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS APLICADAS). Gargalos e demandas da infraestrutura portuária e os investimentos do PAC: mapeamento IPEA de obras portuárias. Brasília: IPEA, 2009. 54p. (Texto para discussão; 1423). Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/td_1423.pdf>. Acesso em fev. 2020.

JABLONSKI, S.; FILET, M. Coastal management in Brazil – A political riddle. *Ocean & Coastal Management* v. 51, n. 7, 2008, p. 536–543. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.06.008>>. Acesso em fev. 2020.

KITZMANN, D. I. S.; ASMUS, M. L. Gestão ambiental portuária: desafios e possibilidades. *Revista de Administração Pública*, v. 40, n. 6, 2006, p. 1041-1060. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rap/v40n6/06.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

KITZMANN, D. I. S.; ASMUS, M. L.; KOEHLER, P. H. Gestão Ambiental Portuária: desafios, possibilidades e inovações em um contexto de globalização. *Espaço Aberto, PPGG - UFRJ*, v. 5, n. 2, 2014, p. 147-164. Disponível em: <<https://revistas.ufrj.br/index.php/EspacoAberto/article/download/3308/2577>>. Acesso em fev. 2020.

KOEHLER, H.W.; ASMUS, M.L. Gestão ambiental integrada em Portos Organizados: uma análise baseada no caso do porto de Rio Grande, RS–Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada/ Journal of Integrated Coastal Zone Management*, v. 10, n. 2, 2010, p. 201-215. Disponível em: <https://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-171_Koehler.pdf>. Acesso em fev. 2020.

LLOYDA, M.G.; PEEL, D.; DUCK, R.W. Towards a social–ecological resilience framework for coastal planning. *Land Use Policy*, v. 30, n. 1, jan. 2013, p. 925-933. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.06.012>>. Acesso em fev. 2020.

MARINHA DO BRASIL. NORMAM-20/DPC. Norma da autoridade marítima para o gerenciamento da água de lastro de navios. 2a. Rev. Brasília: Marinha do Brasil, Diretoria de Portos e Costas, 2019. (Portaria N. 423 /DPC, de 03 de dezembro de 2019). Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/dpc/sites/www.marinha.mil.br/dpc/files/NORMAM-20_REV2_MOD1.pdf>. Acesso em fev. 2020.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). Grupo de trabalho “coral sol”: Relatório final. Plano setorial para recursos do mar. Brasília, DF: MMA, 2018. 146 p. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/secirm/sites/www.marinha.mil.br/secirm/files/relatorios/GTCoralSol-RelatorioFinalWeb.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. IV Plano de Ação Federal para Zona Costeira (2017-2019). Brasília, DF: MMA/GI-GERCO/CIRM, 2017. 35 p. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80105/PAF-ZC%202017-2019.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Macrodiagnóstico da Zona Costeira e Marinha do Brasil. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2008. 242 p. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/macrodiagnostico>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Portaria Interministerial MMA/SEP/PR N° 425, de 26 de outubro de 2011. Institui o Programa Federal de Apoio à Regularização e Gestão Ambiental Portuária - PRGAP de portos e terminais portuários marítimos, inclusive os outorgados às Companhias Docas, vinculadas à SEP/PR. Brasília, DF. Diário Oficial da União (DOU), 28/10/2011. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/Portaria/Portaria_Interministerial_MMA.SEP.PR_no_425.2011.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA N° 001, de 23 de janeiro de 1986. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 17/02/1986. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA N° 237, de 19 de dezembro de 1997. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 22/12/1997. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA N° 306, de 5 de julho de 2002. Estabelece os requisitos mínimos e o termo de referência para realização de auditorias ambientais. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 19/07/2002. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30602.html>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Resolução CONAMA N° 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brasília, DF: MMA. Diário Oficial da União (DOU), 08/11/2012. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>>. Acesso em fev. 2020.

MONIÉ, F.; VIDAL, S.M. Cidades, portos e cidades portuárias na era da integração produtiva. *RAP Rio de Janeiro*, v. 40, n. 6, nov./dez. 2006, p. 975-995. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rap/v40n6/03.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

MTPA (MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES, PORTOS E AVIAÇÃO CIVIL). Relação de TUPs autorizados 2013 até 2016. Brasília, DF: MTPA, 2017.

MUÑOZ, J.M.B. Política, Gestión y Litoral: Una nueva visión de la Gestión Integrada de áreas Litorales. Madrid: Editorial Tébar Flores, 2014 (con la colaboración de la Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe). 685 p.

NEBOT, N.; ROSA-JIMÉNEZ, C.; PIÉ NINOT, R.; PEREA-MEDINA, B. Challenges for the future of ports. What can be learnt from the Spanish Mediterranean ports? *Ocean Coast. Manag.*, v. 137, mar. 2017, p. 165–174. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.12.016>>. Acesso em fev. 2020.

NEUMANN, V. H.; MEDEIROS, C.; PARENTE, L.; NEUMANN-LEITAO, S.; KOENING, M.L. Hydrodinamism, sedimentology, geomorphology and plankton changes at Suape area (Pernambuco-Brasil) after a port complex implantation. *An. Acad. Bras. Ci.*, v. 70, n. 2, 1988, p. 313–326.

OLIVATTO, G.P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V.L.; MONTAGNER, C.C. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. *Rev. Virtual Quim.*, v. 10, n. 6, 2018, p. 1968-1989. Disponível em: <<http://static.sites.sbjq.org.br/rvq.sbjq.org.br/pdf/v10n6a16.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

OLIVEIRA, D.S.; DOMINGUES, M.V.D.R.; ASMUS, M.L.; ABDALLAH, P.R. Expansão Portuária, Desenvolvimento Municipal e Alterações Ambientais no Brasil: Desafios para a gestão costeira. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, v. 13, n. 1, mar. 2013, p. 79-87. Disponível em: <https://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-356_Oliveira.pdf>. Acesso em fev. 2020.

POLETTE, M; ASMUS, M.L. Meio ambiente marinho e Impactos antrópicos. In: Introdução às Ciências do Mar. Castello, Jorge P.; Krug, Luiz C. (Orgs.). Pelotas: Ed. Textos, 2015. 602 p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Xavier_Castello2/publication/295546141_Introducao_as_Ciencias_do_Mar/links/56cb090208ae1106370b6a10/Introducao-as-Ciencias-do-Mar.pdf>. Acesso em fev. 2020.

PORTO DE ITAJAÍ. Autoridade Portuária de Itajaí. Enchente de 2008. Disponível em: <<http://www.portoitajai.com.br/novo/foto/9/Enchente%202008#leaf>>. Acesso em jan. 2020.

PORTO, M.M.; TEIXEIRA, S.G. Portos e Meio Ambiente. São Paulo: Editora Aduaneiras, 2002. 227p.

PUIG, M.; WOOLDRIDGE, C.; MICHAIL, A.; DARBRA, R.M. Current status and trends of the environmental performance in European ports. *Environmental Science & Policy*, v. 48, apr. 2015, p. 57-66. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.12.004>>. Acesso em fev. 2020.

SAZ-SALAZAR, S. del; GARCÍA-MENÉNDEZ, L.; MERK, O. The Port and its Environment. Methodological Approach for Economic Appraisal. Paris: OECD, 2013. (OECD Regional Development Working Papers; 2013/24). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1787/5k3v1dvv1dd2-en>>. Acesso em fev. 2020.

SCHERER, M.E.G.; SILVA, T.S.; AMSUS, M.L.; GRUBER, N.S.; PINTO DE LIMA, R.; FILET, M. Avaliação do Desenvolvimento do Sistema de Governança Pública Costeira Brasileira: 2009 a 2018. *Revista Costas*, v. 1 (volume especial), n. 2, 2020, p. 23-42. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Tatiana_Silva5/publication/339043879_Avaliacao_do_desenvolvimento_do_sistema_de_governanca_publica_costeira_brasileira_-_2009_a_2018/links/5e3a9da7458515072d80677a/Avaliacao-do-desenvolvimento-do-sistema-de-governanca-publica-costeira-brasileira-2009-a-2018.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SCHERER, M. E.G.; ASMUS, M.L.; GANDRA, T.B.R. Avaliação do Programa Nacional de Gerenciamento Costeiro no Brasil: União, Estados e Municípios. *X Encontro Nacional de Gerenciamento Costeiro*. v. 44, edição especial, fev. 2018. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/download/55006/34944>>. Acesso em fev. 2020.

SCHERER, M. E.G.; EMERIM, G.M.; FELIZ, A., PRATA, P.M. Gerenciamento Costeiro municipal: uma abordagem metodológica. Blumenau: Nova Letra, 2014. 192 p.

SCHERER, M.E.G.; SANCHES, M; NEGREIROS, D.H. de; Red Iberoamericana de Manejo Costero – Brasil; Agência Brasileira de Gerenciamento Costeiro. Gestão das Zonas Costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico. Cádiz: Red IBERMAR (CYTED), 2010. 37 p. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Marinez_Scherer/publication/285131003_Gestao_das_Zonas_Costeiras_e_as_Politicapublicas_no_Brasil_um_diagnostico/links/553429610cf20ea0a076a18d/Gestao-das-Zonas-Costeiras-e-as-Politicas-Publicas-no-Brasil-um-diagnostico.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SEP (SECRETARIA ESPECIAL DE PORTOS) e UFRJ (UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO). Guia de Boas Práticas Portuárias. Programa de Conformidade do Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Efluentes Líquidos nos Portos Marítimos Brasileiros. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2013. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/profile/Renata_Barreto2/publication/332497360_Guia_de_Boas_Praticas_portuarias/links/5cb86711a6fdcc1d499d0892/Guia-de-Boas-Praticas-portuarias.pdf>. Acesso em fev. 2020.

SEP (SECRETARIA ESPECIAL DE PORTOS). Plano Nacional de Logística Portuária – PNL. Sumário Executivo. Brasília, DF: SEP, 2015. 59 p. Disponível em:

<http://www.infraestrutura.gov.br/images/SNP/planejamento_portuario/arquivos_pnlp/SumarioExecutivoPNLP.pdf>. Acesso em: fev. 2020.

_____. Portaria SEP N° 104, de 29 de abril de 2009. Dispõe sobre a criação e estruturação do Setor de Gestão Ambiental e de Segurança e Saúde no Trabalho nos portos e terminais marítimos, bem como naqueles outorgados às Companhias Docas. Brasília, DF: SEP, 2009a. Diário Oficial da União (DOU), 05/05/2009. Disponível em:

<<http://portal.antaq.gov.br/wp-content/uploads/2017/03/Portaria-SEP-n%C2%BA-104-2009.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

_____. Portaria SEP N° 414, de 30 de dezembro de 2009. Estabelece as diretrizes, os objetivos gerais e os procedimentos mínimos para a elaboração do Plano de Desenvolvimento e Zoneamento Portuário – PDZ. Brasília, DF: SEP, 2009b. Disponível em: <<https://sogi8.sogi.com.br/Arquivo/Modulo113.MRID109/Registro192180/portaria%20sep%20n%C2%BA%20414,%20de%2030-12-2009.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

SOARES, M.O., TEIXEIRA, C.E.P., BEZERRA, L.E.A., ROSSI, S., TAVARES, T., CAVALCANTE, R.M. Brazil oil spill response: Time for coordination. *Science*. 2020: Vol. 367, Issue 6474, pp. 155. DOI: 10.1126/science.aaz9993.

UN (UNITED NATIONS). The Ocean Conference. Fact Sheet: People and Oceans. New York: United Nations, 5-9 June, 2017.

Disponível em: <<https://www.un.org/sustainabledevelopment/wp-content/uploads/2017/05/Ocean-fact-sheet-package.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

UNCTAD (UNITED NATIONS CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT). Review of Maritime Transport 2018.

Switzerland: UNCTAD, 2018. 102 p. Disponível em: <https://unctad.org/en/PublicationsLibrary/rmt2018_en.pdf>. Acesso em fev. 2020.

UN-HABITAT (UNITED NATIONS HUMAN SETTLEMENTS PROGRAMME). State of the world's cities 2012/2013: Prosperity of cities. Nairobi: UN-HABITAT, 2012. 149 p. Disponível em:

<<https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/745habitat.pdf>>. Acesso em fev. 2020.

VEIGA LIMA, F.A. A expansão do setor portuário no Brasil e os desafios para a gestão das zonas costeiras. 2018. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2018.

VIANA, M.; HAMMINGH, P.; COLETTE, A.; QUEROL, X.; DEGRAEUWE, B.; VLIEGER, I. de; AARDENNE, J. van. Impact of maritime transport emissions on coastal air quality in Europe. *Atmospheric Environment*, v. 90, 2014, p. 96-105.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.046>>. Acesso em fev. 2020.

VIEIRA, P.F.; BERKES, F.; SEIXAS, C.S. Gestão Integrada e Participativa de Recursos Naturais: conceitos, métodos e experiências. Florianópolis: APED e Secco, 2005. 415 p.

COMPOSIÇÃO DA EQUIPE

Presidenta

Dra. Raquel Dezidério Souto

Pesquisadores associados

Dra. Aichely Rodrigues da Silva

Dr. André Cavalcante da Silva Batalhão

Biol. Beatriz Vanacôr Barroso Bandeira de Mello

M.Sc. Deivdson Brito Gatto

M.Sc. Douglas Vieira da Silva

Oc. Jaísa Vedana

Dra. Lidiane dos Santos Lima

M.Sc. Marco Antônio Alves da Silva

Estagiários

Adriana da Silva Ribeiro

Anderson de Queiroz Pontes

Daniel Orsi da Costa

Mithaly Salgado Correa

Ricardo Chrystian Matos Carvalho

Comunicação

Renata Idalgo

