



Métodos de estudo em ecossistemas costeiros

biodiversidade e funcionamento

Projeto Biota-Araçá

Antônia Cecília Z. Amaral
Alexander Turra
Aurea Maria Ciotti
Carmen Wongtschowski
Yara Schaeffer-Novelli

Antônia Cecília Z. Amaral
Alexander Turra
Aurea Maria Ciotti
Carmen Wongtschowski
Yara Schaeffer-Novelli

(Organizadores)

**MÉTODOS DE ESTUDO EM
ECOSSISTEMAS COSTEIROS:
BIODIVERSIDADE E
FUNCIONAMENTO**

Projeto *Biota-Araçá*

1ª Edição

BIBLIOTECA/UNICAMP
Campinas, SP
2018

® Todos os direitos reservados – Permitida a reprodução em qualquer meio, desde que citada a fonte.
Esta obra e imagens estão licenciadas com uma Licença Creative Commons Atribuição 4.0 Internacional.

Revisão

Com-Arte Jr.

Projeto Gráfico e Capa

Com-Arte Jr

Diagramação

Com-Arte Jr

Apoio Institucional

Instituto de Biologia – UNICAMP
Rua Monteiro Lobato, 255 – Cidade Universitária
13083-862 – Campinas - SP - Brasil
19 53216343

Fotos de capa: Boia sinalizadora do fundeio equipada com iluminação noturna instalada na Baía do Araçá (*Foto:* Antônia Cecília Z. Amaral); Finalização de um arrasto de praia para captura de peixes na Baía do Araçá (*Foto:* Rafael Andrei Lamas); Multicorer: equipamento de coleta da fauna bentônica no sublitoral (*Foto:* Antônia Cecília Z. Amaral); Redes de neblina para captura de aves instaladas na Baía do Araçá (*Foto:* Patricia L. Mancini); Garrafa para coleta de água para análises (*Foto:* Carla Bovo); Medição do diâmetro da árvore de mangue *Avicennia schaueriana* (*Foto:* Yara Shaeffer-Novelli); Oficina de diagnóstico participativo na Praia do Altivo, Baía do Araçá (*Foto:* Fernanda Stori Terra).

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UNICAMP

Esse livro segue as regras da Nova Ortografia da Língua Portuguesa.

Métodos de Estudo em Ecossistemas Costeiros: Biodiversidade e Funcionamento/ Organizadores: Antônia Cecília Z. Amaral [et. al.] – Campinas, SP – Brasil: BIBLIOTECA/UNICAMP, 2018.

pp 324

ISBN (e-Book): 978-85-85783-81-5

1. Ciências biológicas. 2. Métodos. 3. Coleta e análise. 4. Biodiversidade.

Índices para Catálogo Sistemático: Biodiversidade; Ecossistema; Métodos

SUMÁRIO

Prefácio.....	8
Apresentação.....	9
Presentation.....	11
Projeto Biota-Araçá	13
Agradecimentos.....	17

VARIÁVEIS AMBIENTAIS

1 - Hidrografia e hidrodinâmica	19
Introdução.....	19
Fundeio.....	19
Análise dos dados	24
Modelagem numérica	24
Integração com outros módulos do projeto	25
Referências.....	26
2 - Análise dos sedimentos	27
Introdução.....	27
Campo.....	27
Atividades em laboratório	28
Análise dos dados	30
Análise crítica da metodologia adotada	32
Referências.....	34
3 - Hidrocarbonetos e metais traço em sedimentos	35
Introdução.....	35
Campo.....	35
Atividades em laboratório.....	36
Banco de dados	38
Análise dos dados	38
Análise crítica da metodologia adotada	38
Referências.....	38

ECOSSISTEMAS E INTERAÇÕES TRÓFICAS

4 - Sistema planctônico	42
Introdução.....	42

Campo.....	43
Atividades em laboratório	46
Banco de dados	54
Análise dos dados	55
Análise crítica da metodologia adotada	56
Atividades em laboratório	58
Referências.....	60
5 - Sistema nectônico: Ictiofauna	66
Introdução.....	66
Antecedentes.....	67
Campo.....	67
Atividades em laboratório	77
Banco de dados	78
Análise dos dados	79
Análise crítica da metodologia adotada	82
Estrutura da ictiofauna em comprimento, peso e idade das espécies mais frequentes	83
Dieta dos peixes	89
Biomarcadores de contaminação ambiental	91
Avaliação geral da metodologia utilizada para levantamento da ictiofauna	93
Integração com outros módulos	94
Referências.....	94
6 - Sistema nectônico: “Avifauna”	102
Introdução.....	102
Campo.....	103
Atividades em laboratório	108
Análise dos dados	109
Análise crítica da metodologia adotada	113
Referências.....	116
7 - Sistema nectônico: “Tartarugas”	119
Introdução.....	119
Campo.....	119
Análise dos dados	120
Análise crítica da metodologia adotada	120
Referências.....	122
8 - Sistema nectônico: Cetáceos	124
Introdução.....	124
Campo.....	125
Atividades em laboratório	127
Análise dos dados	128
Análise crítica da metodologia adotada	129

Referências.....	130
9 - Sistema bentônico: substrato não consolidado	132
Introdução.....	132
Planejamento	132
Macrofauna.....	135
Meiofauna.....	142
Microfitobentos	144
Micro-organismos.....	146
Análise crítica da metodologia adotada	150
Referências.....	153
10 - Sistema bentônico: substrato consolidado.....	159
Introdução.....	159
Biodiversidade nos substratos consolidados da Baía do Araçá	161
Variação temporal da biota de costões rochosos	162
Macrofauna e meiofauna associada a substratos biológicos	163
Variação da dinâmica populacional da craca <i>Chthamalus bisinuatus</i> em pequena escala espacial	164
Teste dos efeitos do sombreamento sobre a comunidade incrustante	166
Importância da heterogeneidade espacial para a estrutura da comunidade incrustante da franja do infralitoral	169
Análise crítica da metodologia adotada	171
Referências.....	173
11 - Sistema manguezal.....	175
Introdução.....	175
Estrutura e função do manguezal: métodos	176
Diversidade genética das espécies vegetais	185
Ecologia histórica	190
Conservação.....	192
Formas de integração: módulos e resultados	193
Discussão: avaliação, aprendizagem e críticas	193
Referências.....	194
12 - Interações tróficas.....	197
Introdução.....	197
Metodologia.....	197
Análise crítica da metodologia adotada.....	205
Integração com os outros módulos	205
Referências.....	206
13 - Parametrização dos dados para construção de modelo de teia trófica.....	211
Introdução.....	211
Considerações sobre o processo de modelagem e parametrização	212
Análise crítica da metodologia adotada	219

Referências.....	220
------------------	-----

SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E GESTÃO INTEGRADA

14 - Diagnóstico pesqueiro	224
Introdução.....	224
Campo.....	225
Atividades em laboratório e banco de dados	226
Análise dos dados	227
Análise crítica da metodologia adotada	229
Referências.....	232

15 - Identificação e valoração dos serviços ecossistêmicos	236
Identificação e valoração econômica e sociocultural dos serviços ecossistêmicos.....	237
Análise emergética.....	248
Análise de redes.....	257
Análise das abordagens realizadas	259
Referências.....	260

16 - Prática da gestão costeira integrada: da mobilização à elaboração participativa de um Plano Local de Desenvolvimento Sustentável.....	273
Apresentação.....	273
Introdução.....	273
Participação pública e pesquisa participativa: breve reflexão	274
Mobilização dos atores envolvidos com a Baía do Araçá	279
Circunstâncias que influenciaram a mobilização e a participação	284
Estratégia para o diagnóstico e planejamento participativos	288
Considerações finais	299
Referências.....	300

BANCO DE DADOS

17 - Infraestrutura de dados espaciais e gerenciamento de informações	306
Introdução.....	306
A implementação de um catálogo de metadados	307
Padronização dos dados espaciais	310
Disponibilização via web	312
Aspectos de interoperabilidade	313
Referências.....	315

Autorese Filiações.....	317
--------------------------------	------------

Minha vida foi iniciada no litoral, e o mar sempre esteve presente em mim desde a infância, moldando minha personalidade e determinando minha paixão pela biologia. Entretanto, mais de quatro décadas passadas, minha carreira científica enveredou por outros caminhos que não incluíam nenhum aspecto do que poderia ser chamado de “Biologia Marinha”. Qual não foi a minha surpresa ao ser convidado pela Prof^a. Cecilia Amaral, coordenadora do projeto *Biota-Araçá*, para participar do *workshop* final de acompanhamento do desenvolvimento do seu projeto. Minhas dúvidas iniciais sobre eu ser ou não capaz de contribuir com essa tarefa se dissiparam quando percebi o quanto aprendi com todos os pesquisadores envolvidos nesta enorme tarefa. Foram dois dias de acompanhamento intenso de apresentações que combinavam diversas áreas, desde levantamentos de fauna e flora, estudos de fatores físicos e químicos, até impactos sociais e biologia da conservação. Todas estas áreas integradas para formar um corpo de conhecimentos ímpar, e um dos primeiros desta magnitude para o Brasil. Mas meu trabalho não terminou naqueles dois dias, e me coube o desafio de escrever um prefácio que fizesse jus a este. De fato, mais uma vez eu percebo que saio dessa tarefa aprendendo ainda mais sobre o mundo que moldou meu caráter desde a infância. A presente obra traz em um único volume, e de modo muito organizado, toda a pletora de métodos usados ao longo do desenvolvimento do projeto *Biota Araçá*. Sua importância, entretanto, transcende os limites desta pequena baía de excepcional diversidade biológica, já tão explorada e judiada por décadas de impactos antrópicos crescentes. Trata-se de uma obra básica para todos aqueles interessados em métodos de estudos em Biologia Marinha de modo geral. Dividido em 17 seções distintas, o livro inclui a quase totalidade de métodos comumente usados em estudos de caracterização e gestão de ecossistemas costeiros, incluindo o estudo dos componentes bióticos e abióticos, passando por base de dados e modelagem de parâmetros físicos químicos e biológicos, gestão integrada e manejo de recursos. Em suas páginas, qualquer pesquisador interessado terá acesso a este vasto mundo de métodos de estudo em ambientes costeiros, além de uma ampla bibliografia que serve como banco inestimável de informações para estes e outros métodos de estudo de ecossistemas. Por sua abrangência e detalhamento, esta obra deve ser motivo de orgulho para todos nós, e de fato é com este sentimento que fecho esse prefácio.

André Victor Lucci Freitas

Instituto de Biologia - UNICAMP

APRESENTAÇÃO

Considerando os grandes desafios para a realização de pesquisas integradas nos ambientes costeiro e marinho, este livro apresenta os métodos utilizados no desenvolvimento do projeto *Biota-Araçá*. Pretendemos detalhar a evolução do caminho metodológico seguido durante o desenvolvimento de um projeto multi e interdisciplinar que acomodou uma vasta gama de abordagens, cujos benefícios e limitações são discutidos. Não temos a pretensão de elencar abordagens metodológicas ou desenhos amostrais para serem incorporados por outros estudos, já que estes devem ser delineados caso a caso para responderem questões específicas e ajustados às limitações para realização dos trabalhos em campo e em laboratório. Mas acreditamos que as reflexões e a curva de aprendizado aqui relatadas possibilitarão um referencial para futuros estudos.

Nossos objetivos principais, descritos em maior detalhe neste livro, foram levantar a biodiversidade da Baía do Araçá e entender sua importância e seu funcionamento, o que demandou a utilização de diferentes estratégias, desenhos amostrais, equipamentos e abordagens analíticas. Uma importante característica deste projeto foi a necessidade de integração efetiva entre equipes de pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento. Essa integração demandou, por exemplo, maximizar os esforços em campo, com delineamentos amostrais e técnicas de amostragem compartilhadas. A estratégia de gestão do projeto também auxiliou na realização de um trabalho cadenciado e integrado, contando com a revisão contínua da evolução dos objetivos e o intercâmbio de resultados por intermédio da realização de workshops ao longo do desenvolvimento do projeto. Nessas ocasiões, houve o envolvimento direto da coordenação do projeto nas discussões e na mediação de conflitos, mas principalmente na articulação de parcerias para a produção de resultados que congregassem aspectos das diferentes áreas de estudo. O esforço resultou em incremento da colaboração entre pesquisadores, que já mostra benefícios concretos como publicações e formação de recursos humanos.

A condição fundamental para que se alcançassem resultados fidedignos quanto aos estudos sobre biodiversidade foi a participação de taxonomistas – especialistas em diferentes grupos de organismos – os quais garantiram o rigor para a correta identificação de grande parte das espécies, tornando assim robustas as informações geradas, sendo elas de cunho ecológico, biológico ou de aplicação socioeconômica.

Uma característica inédita do projeto foi a inclusão de objetivos gerais que pretendiam diagnosticar o uso dos recursos e dos serviços ecossistêmicos locais, além de elaborar um planejamento participativo, o qual demandou que os métodos de obtenção de resultados incluíssem diversos atores sociais, desde a fase de concepção do projeto. Dentre estes, destacamos a realização de diversas oficinas participativas que nortearam a elaboração de um Plano Local de Desenvolvimento Sustentável da Baía do Araçá – PLDS, com apresentação de opção de um planejamento adaptativo com a participação da sociedade.

A subvenção do projeto pela FAPESP, por 5 anos ininterruptos, foi imprescindível para a magnitude e a relevância dos resultados alcançados. Ressaltamos também a valiosa oportunidade que o projeto trouxe para a formação de recursos humanos, destacando-se os alunos de graduação, pós-graduação e pós-doutorado que obtiveram auxílios da FAPESP, do CNPq e da Capes, formando um grupo multi-institucional e multidisciplinar.

Dentro desse contexto, o livro foi estruturado em 17 capítulos, correspondentes aos módulos de pesquisa existentes no projeto. Estes foram estruturados em eixos temáticos, considerando variáveis ambientais, ecossistemas e interações tróficas, serviços ecossistêmicos e, por fim, bancos de dados.

Dentre as variáveis ambientais foram abordados aspectos relacionados à batimetria, hidrografia e hidrodinâmica, à composição, distribuição e dinâmica do sedimento e à sua contaminação por hidrocarbonetos e metais. A biota foi estudada considerando seus diferentes sistemas: planctônico, nectônico (ictiofauna, avifauna, tartarugas e cetáceos), bentônico (substrato não consolidado e substrato consolidado) e manguezal. O funcionamento do ecossistema foi descrito com base nas interações tróficas que foram parametrizadas para construção de modelo de teia trófica.

A análise dos serviços ecossistêmicos e da gestão integrada considerou um diagnóstico pesqueiro, a identificação e a valoração dos serviços ecossistêmicos prestados pela região, gerando a base do conhecimento para a discussão da importância da baía. Com base nos diferentes dados gerados pelo projeto e nos diferentes grupos sociais interessados na baía, foi realizado um amplo processo de mobilização e de planejamento participativo que culminou com a elaboração do PLDS. De forma inovadora, este projeto também criou uma infraestrutura de dados espaciais que permitiu o gerenciamento e o compartilhamento de informações, visando a fomentar ainda mais a integração entre os grupos de pesquisa participantes.

Este livro sintetiza os desafios enfrentados para elaboração e execução de um projeto de pesquisa amplo e complexo. Ele apresenta os métodos de amostragem, as técnicas de laboratório e as análises dos dados utilizados, acompanhados por avaliações críticas que podem ser utilizadas como base para a estruturação de futuros estudos integrados na zona costeira.

Antônia Cecília Z. Amaral
Alexander Turra
Aurea Maria Ciotti
Carmen Wongtschowski
Yara Schaeffer-Novelli
Coordenação

PRESENTATION

Taking into account the great challenges faced while conducting integrated research in the coastal and marine environment, this book presents the methods used in the *Biota-Araçá* Project. We intend to demonstrate the evolution of the methodology during the development of a multi- and interdisciplinary project that accommodated a wide range of approaches, discussing their benefits and limitations. We do not intend to list methodological approaches or sample designs to be incorporated by other studies, since these should be designed case-by-case to answer specific questions and be adjusted to the limitations of the field and laboratory. Nevertheless, we believe that the reflections and learning process reported here can provide a framework for future studies.

Our main objectives, described in more detail further in this book, were to estimate the biodiversity of Araçá Bay and to understand the importance and functioning of this ecosystem. To achieve this purpose, different sample designs, equipment and analytical approaches were required. An important feature of this project was the need for effective interaction between teams of researchers from different knowledge areas. This interaction required, for example, maximizing efforts in the field with shared sample designs and sampling techniques.

The management strategy of the project, including the accomplishment of three main workshops throughout the development of the project, was important to establish an integrated work by continuously revising the evolution of the objectives and sharing results. During these workshops, the project coordination was directly involved in the discussions and mediation of conflicts, but mainly in the articulation of partnerships for the production of results that congregated aspects of the different knowledge areas. This effort resulted in increased collaboration between researchers, which already showed concrete benefits such as publications and an increased number of skilled researchers.

A key condition in achieving reliable results in biodiversity studies was the participation of specialists in different groups of organisms. These taxonomists have ensured rigor for the correct identification of most species, thus generating robust information to be used in ecological, biological and/or socioeconomic studies.

An unprecedented feature of the project was the inclusion of general objectives that aimed to diagnose the use of local ecosystem resources and services, and to elaborate a participatory planning. This fact demanded that several social actors needed to be considered in the methods used in the *Biota-Araçá* Project from the beginning. In this regard, we highlight the realization of several participatory workshops that guided the elaboration of a “Local Plan for the Sustainable Development of the Bay of Araçá”, with the presentation of an adaptive planning option with the participation of society.

The continuous granting of the project by FAPESP was essential for the magnitude and relevance of the results achieved. We also would like to emphasize the valuable opportunity that the project has brought to training researchers in several institutions and knowledge areas. A large number of undergraduate and graduate students, and postdoctoral researchers obtained grants from FAPESP, CNPq and Capes.

Within the project context, this book is divided in 17 chapters, corresponding to the research modules that exist in the project, and structured in thematic axes considering environmental variables, ecosystems and trophic interactions, ecosystem services and trophic interactions, and finally, databases.

Among the environmental variables, aspects related to bathymetry, hydrography and hydrodynamics, composition and distribution of the sediment and its contamination by hydrocarbons and metals were discussed. The biota was studied considering its different systems: planktonic, nektonic (ichthyofauna, avifauna, turtles and cetaceans), benthic (non-consolidated substrate and consolidated substrate) and mangrove. The functioning of the ecosystem was described based on the trophic interactions that were parameterized for the construction of a trophic web model. The analysis of ecosystem services and integrated management included a diagnosis of fisheries and the identification and valuation of the ecosystem services provided by the region. This provided the knowledge base for the discussion of the importance of the bay.

Based on the different data generated by the project and on the different social groups interested in the bay, a wide process of mobilization and participatory planning was carried out, culminating in the elaboration of a local plan of sustainable development. In an innovative way, this project also created a data management structure that allowed the management and sharing of information, aiming to further promote the integration among the participating research groups.

This book synthesizes the challenges faced in the design and execution of a broad and complex research project. It presents the sampling methods, laboratory techniques and data analyzes used, accompanied by critical assessments. We hope that our experience can be used as a basis for the design of future integrated studies in the coastal zone.

Antônia Cecília Z. Amaral

Alexander Turra

Aurea Maria Ciotti

Carmen Wongtschowski

Yara Schaeffer-Novelli

Coordinators

PROJETO *BIOTA-ARAÇÁ*

A área foco deste estudo foi a Baía do Araçá, localizada no Canal de São Sebastião, Litoral Norte do Estado de São Paulo (23° 49'S, 45° 24'W), que integra a Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte do Estado de São Paulo e a Área de Proteção Ambiental Municipal dos Alcatrazes (Figura 1). As peculiaridades geográficas e hidrográficas (parâmetros físicos, químicos e geológicos) da baía, em consonância com a diversidade e características da biota por ela abrigada, e também o aporte de material orgânico proveniente de rios, do lençol freático e do Canal de São Sebastião, fazem dela um ambiente complexo e dinâmico.

A baía é bastante protegida, sendo as condições marinhas dominadas pelas correntes de maré que permitem boa troca de água com o Canal de São Sebastião, além da ação de ondas e ventos locais. No interior da Baía do Araçá estão praias, ilhas, núcleos de bosques de mangue, costões rochosos e uma planície, com região entremarés que pode ultrapassar 300 metros de extensão. Um sublitoral raso, constituído por fundos arenosos e lamosos, além de cascalho, abre-se no Canal de São Sebastião, onde a profundidade aumenta rapidamente, chegando a cerca de 30 metros (Figura 1). Nessa diversidade de ambientes ocorrem inúmeras relações entre elementos físicos, biológicos, geológicos e humanos que tornam a baía um laboratório a céu aberto para estudos sobre biodiversidade e a interação entre homem e ambiente.

A baía tem grande importância local e regional, prestando serviços e trazendo benefícios para a sociedade, sendo importante reduto de pescadores artesanais que utilizam pequenas canoas caiçaras, tradicionais no Litoral Norte, tanto para seu ofício quanto para o lazer, resultando na manutenção da cultura local.

Devido à proximidade da área urbana, todavia, o conjunto de ambientes presentes no interior da Baía do Araçá está, há muitos anos, exposto a diversos tipos de ações humanas, entre elas: ocupações irregulares, poluição por esgoto, produtos químicos, resíduos sólidos e atividades do Porto de São Sebastião e do Terminal Petrolífero Almirante Barroso (TEBAR), este último um dos mais importantes terminais petrolíferos do Brasil. A baía é assim um reflexo dos conflitos e dos impactos que afetam diversas regiões costeiras no Brasil e no mundo que sofrem a ameaça constante da perda de qualidade ao longo do tempo.

O projeto de pesquisa *Biota-Araçá* teve como principal objetivo produzir um estudo integrado para o entendimento do papel e da relevância ambiental, social e econômica, em termos sistêmicos, de um ecossistema costeiro subtropical. Os resultados obtidos forneceram um mapeamento dos habitats existentes na Baía do Araçá, da composição e estrutura dos organismos e teias tróficas ali presentes, permitindo a compreensão da importância ecológica dessa área costeira e de sua conectividade com as comunidades dos sistemas adjacentes. O projeto caracterizou os serviços ecossistêmicos ofertados pelo ambiente, incluindo os diretos e os indiretos, com destaque para aqueles derivados da biodiversidade marinha, permitindo assim avaliar a importância socioeconômica da baía em um contexto local. Por fim, o projeto buscou compreender os processos sociais que permeiam a região e elaborar, com a participação da comunidade local, propostas de ação que resultaram no Plano Local de Desenvolvimento Sustentável para a Baía do Araçá (PLDS).

A complexidade do tema demandou que o projeto fosse estruturado em vários módulos (M) de estudo estrategicamente interconectados: M1. Sistema Planctônico; M2. Sistema Nectônico; M3. Sistema Bentônico; M4. Sistema Manguezal; M5. Hidrodinâmica; M6. Dinâmica Sedimentar e Contaminantes; M7. Interações Tróficas; M8. Diagnóstico Pesqueiro; M9. Identificação e Valoração dos Serviços Ecossistêmicos; M10. Gestão Integrada; M11. Modelagem Ecológica; e M12. Gerenciamento e Organização de Dados e Metadados Espaciais.

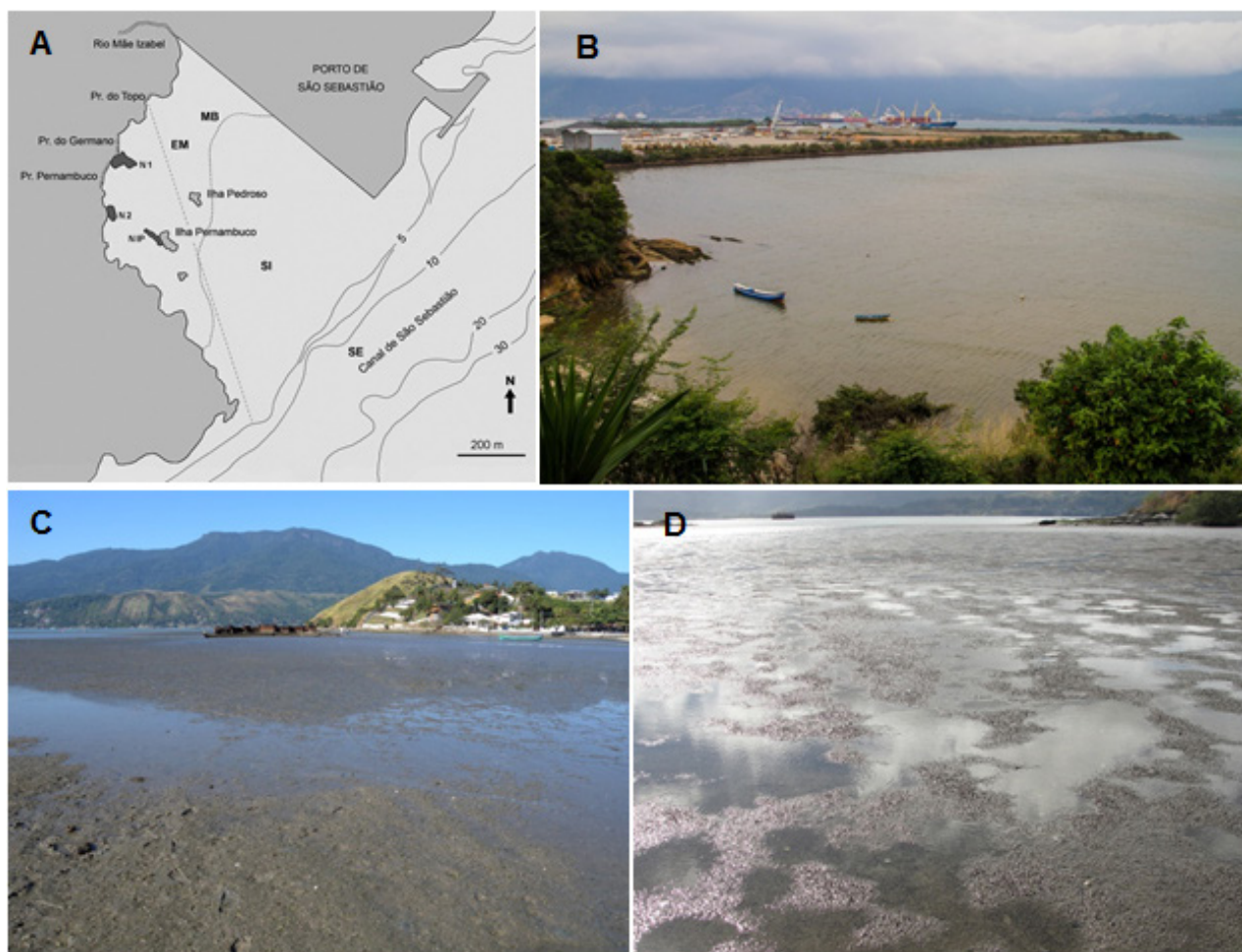


Figura 1. Baía do Araçá e Canal de São Sebastião. (A) Entremarés (EM), Sublitoral Interno (SI) e Sublitoral Externo (SE), Principais núcleos de manguezal (N1, N2 e NIP), Linha de maré baixa (MB). (B) Parte Norte da baía e Porto de São Sebastião. (C e D) Planície de maré. *Fotos e esquema:* A. Cecília Z. Amaral, Gabriel Monteiro e Tatiana Steiner.

Histórico do desenvolvimento

Os primeiros movimentos para elaboração do projeto *Biota-Araçá*, dentre eles convidar pesquisadores coordenadores de módulos e outros pesquisadores especialistas, ocorreram no final de 2010. No início de 2011 o projeto foi apresentado à FAPESP, junto ao Programa Biota/FAPESP. Naquele momento, a proposta contava com cerca de trinta pesquisadores e cinco instituições de ensino e pesquisa. Em março de 2012 a proposta foi aprovada pela instituição financiadora, dando início ao projeto, cuja finalização formal ocorreu em setembro de 2017.

Durante o desenvolvimento do projeto, parte do primeiro ano foi destinada à aquisição de materiais, bens e serviços para viabilizar as coletas e análises dos diferentes grupos de pesquisadores (módulos). Na sequência, foram realizadas discussões sobre o planejamento de atividades que culminaram com a realização do I *Workshop Biota-Araçá*, no período de 01 a 05 de julho de 2012, no Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo (CEBIMar/USP), São Sebastião¹. Naquela oportunidade foram niveladas as propostas dos diversos módulos e discutido o planejamento das informações a serem geradas, de forma a melhor alcançar os objetivos do projeto.

Grande parte dos resultados gerados no primeiro ano se derivou de coletas prévias e piloto, sen-

1. <http://www.biota-araca.org/>; <https://www.facebook.com/baiadoaraca>

do um período de ajustes iniciais, necessários à integração efetiva de abordagens complementares. Foi um período de aprendizado coletivo inerente a um projeto com a amplitude e a complexidade propostas pelo *Biota-Araçá*. Empregamos um planejamento adaptativo, levando a alterações importantes, como por exemplo, a inclusão de um novo módulo, o de Gerenciamento e Organização de Dados e Metadados Espaciais, dedicado à organização e à distribuição de dados de todos os módulos do projeto.

O segundo ano do projeto, estando consolidados os desenhos amostrais e os cronogramas de trabalho de cada equipe, foi dedicado quase que integralmente às coletas em campo e ao processamento das amostras em laboratório. Nesse período foi também instalado, em frente a saída da Baía do Araçá, o fundeio oceanográfico para registro contínuo de algumas variáveis oceanográficas.

Durante o terceiro ano foi promovida a primeira integração dos resultados disponíveis de todos os módulos, com a realização do II *Workshop* na sede da FAPESP em São Paulo (30 a 31 de julho de 2014)². Naquele momento o projeto já contava com mais de 150 participantes e cerca de 70 projetos simultâneos em desenvolvimento. Dentro desse panorama, muito esforço foi despendido na solução de problemas inerentes a uma equipe heterogênea, com profissionais de diversas especialidades. Durante o II *Workshop*, contamos com a colaboração de um mediador externo ao projeto, o Prof. Dr. Thomas Michael Lewinsohn (IB/UNICAMP), que apresentou aos participantes uma análise crítica dos resultados. Esta avaliação foi fundamental para a continuidade e finalização ao projeto.

Em 2015, foi dada prioridade à finalização da identificação de espécies e a estudos experimentais, tendo-se incentivado a publicação dos resultados que já vinham sendo divulgados, porém de forma modesta. Nesse ano foi também publicado o livro *Vida na Baía do Araçá – Diversidade e Importância*². Este livro, escrito em linguagem simples, mas com rigor científico, tem como público alvo não só a comunidade científica, mas também atores sociais e agentes governamentais com interesse no desenvolvimento socioeconômico da região, formados principalmente pela população, lideranças locais, membros de organizações não governamentais, representantes do Ministério Público Estadual e Federal, formadores de opinião e representantes de organizações públicas e privadas. Além dessa publicação, que foi posteriormente traduzida para o inglês para permitir que a Baía do Araçá fosse amplamente conhecida, foram produzidos *folders* e guias para divulgação de temas específicos: Aves da Baía do Araçá, Manguezal do Araçá e Peixes da Baía do Araçá.

A integração entre os pesquisadores dos diferentes módulos e os atores locais foi intensificada, com especial atenção aos responsáveis pela Gestão Integrada, Modelagem Ecológica e Base de Dados, marcando definitivamente o ano de 2016. Sete oficinas de diagnóstico e planejamento participativo foram realizadas visando a elaboração do PDLS, que resultou no lançamento de um livro durante o III *Workshop*, realizado em São Paulo na FAPESP (16 e 17 de novembro de 2016). Paralelamente, foram iniciadas discussões sobre a integração dos resultados biológicos com as variáveis físicas e químicas e os serviços ecossistêmicos prestados pela baía. O conjunto desses resultados geraram os primeiros subsídios para a gestão da baía. Durante o III *Workshop*, contamos mais uma vez com a colaboração de um mediador externo ao projeto, o Prof. Dr. André Victor Lucci Freitas, (IB/UNICAMP), que apresentou uma avaliação sobre os resultados obtidos, além de sugerir fortemente a continuidade de outras pesquisas na baía.

No último ano, 2017, foram lançadas outras publicações: um livro sobre *Aves da Baía do Araçá e Arredores*, um catálogo que apresenta de forma simples, didática e bem ilustrada as aves que se utilizam da região; outro livro, fruto da integração das informações dos diferentes módulos do projeto: *Desvendando os Oceanos: Um Olhar Sobre a Baía do Araçá*, cujo objetivo é traduzir informações sobre a importância, a estrutura e o funcionamento da baía para a sociedade; e um material áudio-visual *Pulsante: Um Documentário Sobre a Baía do Araçá*, vídeo socioambiental sobre as belezas e os dilemas da baía.

2. <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=73819&opt=1>

Outro importante produto derivará dos resultados obtidos por todos os módulos do projeto, analisados com foco principal em gestão, integrando um *Special Issue* da revista *Ocean and Coastal Management*. Ainda teremos um artigo intitulado “*The hyperdiversity benthic fauna of Araçá Bay revealed by an integrative approach*”, incluindo mais de 1000 táxons do sistema bentônico com a participação de 50 taxonomistas que colaboraram na identificação dos mais de cem mil exemplares coletados. Na programação de lançamentos consta o presente e-book *Métodos de Estudo em Ecossistemas Costeiros: Funcionamento e Biodiversidade*, que tem como objetivo compartilhar os métodos utilizados no desenvolvimento do projeto *Biota-Araçá*.

O projeto *Biota-Araçá* contou com mais de 170 participantes, entre pesquisadores, alunos e técnicos vinculados a 35 instituições de ensino e pesquisa, nacionais e estrangeiras. A integração de pesquisadores e instituições de diferentes áreas do conhecimento constituiu iniciativa estratégica para a produção de conhecimento e a formação de recursos humanos, permitindo ampliar a competência do Estado de São Paulo, e do país como um todo, no que diz respeito a estudos sobre biodiversidade, conservação e governança.

A forma como o projeto foi realizado permitiu obter mais informações sobre a Baía do Araçá do que nos últimos 50 anos. Dados inéditos e resultados de valor inestimável foram e estão sendo produzidos sobre a diversidade biológica local e o funcionamento da baía. Até o momento foram publicados mais de 70 artigos em revistas científicas indexadas. No decorrer do desenvolvimento do projeto, resultados foram divulgados em diferentes eventos científicos nacionais e internacionais, alcançando mais de 250 trabalhos apresentados, além de várias palestras. Vale a pena mencionar que foram concluídas mais de 60 dissertações de mestrado e/ou teses de doutorado que evidenciam a relevância deste projeto na capacitação de pessoal.

Os resultados sobre a vida na Baía do Araçá revelam um ecossistema de alta riqueza e diversidade de espécies, tendo sido identificados mais de 1400 táxons. Destes, mais de 300 foram observados pela primeira vez, constituindo 50 espécies novas para a ciência. Merecem destaque a contribuição de gêneros e de uma família nova para a ciência. Acredita-se que esses números cresçam no decorrer das análises mais específicas, que perdurarão e ampliarão a contribuição desse projeto de pesquisa para a sociedade.

Antônia Cecília Z. Amaral
Alexander Turra
Aurea Maria Ciotti
Carmen Wongtschowski
Yara Schaeffer-Novelli
Coordenação

AGRADECIMENTOS

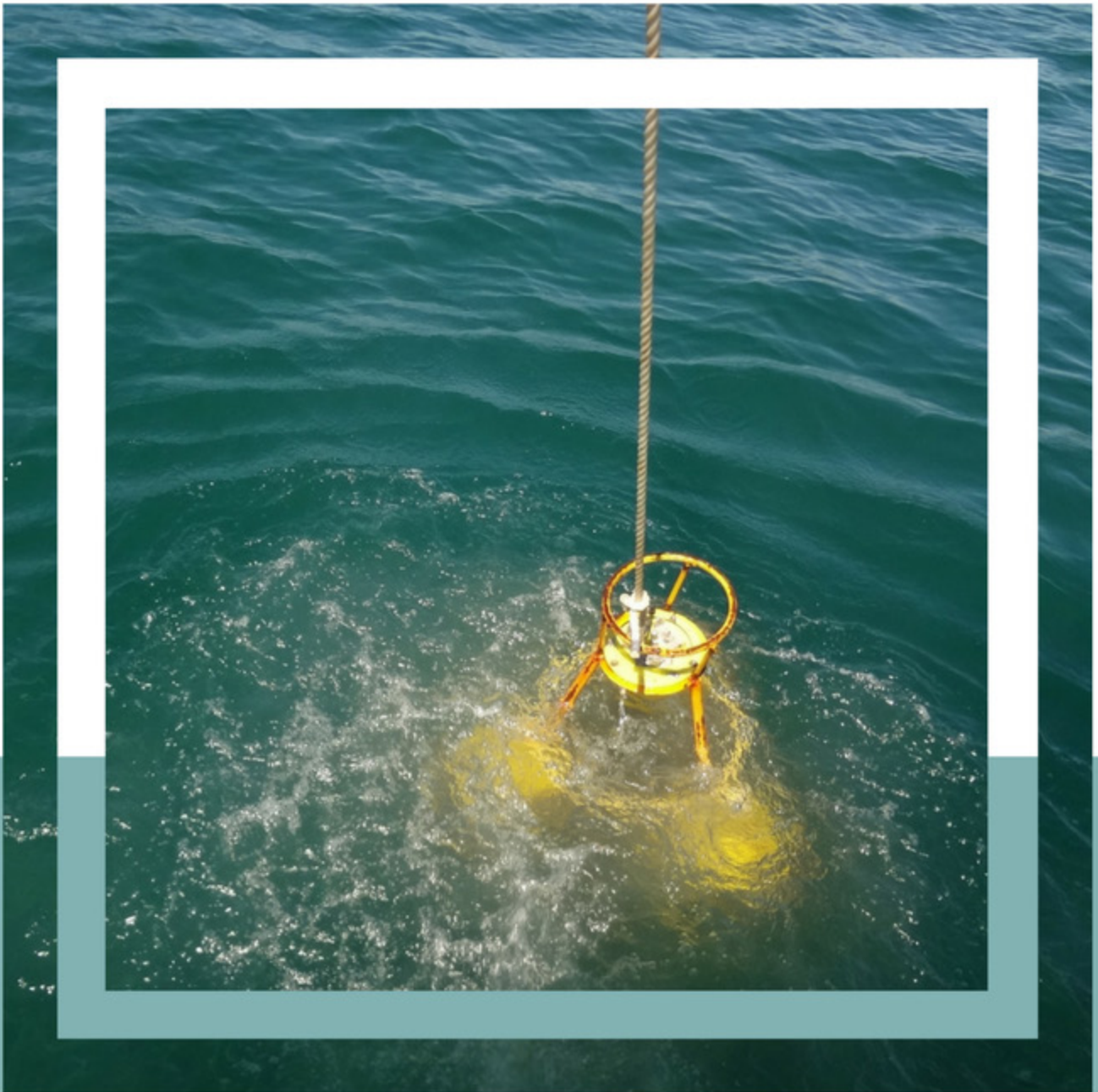
Às instituições, pesquisadores e alunos, cujo apoio, suporte financeiro, conhecimento, trabalho e dedicação viabilizaram o desenvolvimento do Projeto *Biota-Araçá* e tornaram possível a publicação deste livro.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo auxílio e bolsas concedidos dentro do Programa Biota/Fapesp (Proc. 2011/50317-5).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelas bolsas concedidas.

Ao Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo (CEBIMar-USP), pelo apoio logístico prestado aos participantes do Projeto *Biota-Araçá*.

Ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (USP) e Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), pela disponibilização da infraestrutura física e de recursos humanos à coordenação do projeto.



VARIÁVEIS AMBIENTAIS

FOTO: A. CECÍLIA Z. AMARAL

1 – HIDROGRAFIA E HIDRODINÂMICA

Eduardo Siegle, Marcelo Dottori, Bárbara C. Villamarin

1.1 INTRODUÇÃO

O módulo de estudo da hidrodinâmica e hidrografia da Baía do Araçá teve como objetivo analisar a variabilidade espacial e temporal das correntes na baía e suas forçantes, além de determinar a estrutura hidrográfica típica da região. Para tanto, os métodos incluem:

- medição de velocidade e direção das correntes na coluna de água;
- medição de salinidade e temperatura na superfície e fundo;
- medição das ondas que atingem a região de interesse;
- modelagem numérica da hidrodinâmica.

A compreensão dos processos físicos que controlam o funcionamento da Baía do Araçá é fundamental para o entendimento das condições de contorno que moldam o ecossistema e biodiversidade da região de interesse. Os resultados a respeito da hidrodinâmica, tanto os dados coletados pelo fundeio, como os resultados da modelagem numérica, podem ser correlacionados com os dados coletados pelos outros módulos do projeto. Dessa forma, os resultados de processos biológicos, químicos e sedimentológicos podem ser interpretados também de acordo com as condições forçantes do ambiente.

A partir do *workshop* de planejamento inicial do projeto, foram definidos os principais produtos que o módulo da hidrodinâmica forneceria dentro dos objetivos gerais do projeto. Dessa forma, foram mais bem definidas as variáveis observadas e a posição do ponto de instalação do fundeio.

Ao longo das próximas seções, descrevemos as características do fundeio oceanográfico instalado e os instrumentos utilizados na obtenção dos dados. Na sequência, uma descrição a respeito da análise de dados realizada, seguida pela descrição da abordagem da modelagem numérica aplicada no estudo. Por fim, são abordados alguns aspectos relacionados à interação entre a hidrodinâmica e outros módulos do projeto.

1.2 FUNDEIO

Para a obtenção das variáveis físicas na região de interesse, um fundeio oceanográfico foi instalado na porção externa da Baía do Araçá (Figura 1.1), em profundidade de aproximadamente 10 metros. O fundeio consiste de um perfilador acústico de correntes (ADCP), instalado junto ao fundo, e dois equipamentos para a medição de temperatura e salinidade na coluna de água (CT's), sendo um instalado próximo ao fundo e outro próximo à superfície. O diagrama esquemático do fundeio está representado na Figura 1.2. Ele é sinalizado por uma boia de superfície (Figura 1.3) e operou de forma quase contínua de julho de 2013

a outubro de 2015, coletando dados de correntes na coluna de água, ondas, salinidade e temperatura a intervalos de 30 minutos. Assim, a série temporal observada cobre um período de aproximadamente 27 meses.

Os CT's utilizados (Figura 1.4) possuem escova para limpeza periódica do sensor, reduzindo assim o efeito de incrustação. O perfilador acústico de correntes utilizado foi o Aquadopp Profiler de 1 MHz (Nortek – Figura 1.5).

O funcionamento e eficiência de um fundeio, desde a sua instalação e manutenção, é dependente do correto dimensionamento e planejamento. O plano de fundeio e a sua manutenção foram realizados pela equipe do Laboratório de Instrumentação Oceanográfica do IOUSP.

A manutenção do fundeio foi realizada periodicamente em intervalos aproximados de 60 a 90 dias. Cada manutenção incluiu a retirada dos instrumentos para limpeza, troca de baterias e recuperação dos dados coletados. A maioria das manutenções foi realizada por mergulhadores, retirando apenas os instrumentos sem a retirada da estrutura do fundeio. Esses mergulhos de manutenção foram realizados por equipe de empresa especializada nesse tipo de atividade subaquática (no caso a SubGeo). A estrutura do fundeio foi retirada duas vezes ao longo do período para substituição de cabos e peças. As manutenções periódicas realizadas por meio de mergulho puderam ser feitas em embarcações pequenas, do tipo voadeira, enquanto as manutenções que envolveram a retirada da estrutura do fundeio, necessitaram de embarcação maior, com guincho e pau de carga. Nesses casos, a embarcação utilizada foi o barco Veliger II, do IOUSP.

Os principais problemas associados à manutenção do fundeio são relacionados à incrustação de organismos (Figura 1.6), pois estando localizado em área costeira de grande produtividade, os sensores são cobertos por eles de forma rápida, por vezes prejudicando a qualidade dos dados. O ADCP, apesar da incrustação, funcionou de forma contínua ao longo do período. No entanto, os CT's, apesar de serem do modelo com escova de limpeza do sensor, por diversas vezes tiveram seu funcionamento interrompido devido aos organismos. Assim, além da dificuldade de limpeza do sensor, o acionamento contínuo do motor da escova na tentativa de trazê-la de volta à posição original resultou, em algumas ocasiões, no descarregamento completo das baterias do instrumento, interrompendo a coleta de dados. Dessa forma, há necessidade de manutenção periódica, uma vez que problemas decorrentes da incrustação ocorrem de forma mais rápida do que a necessidade de troca de baterias e esgotamento da memória dos instrumentos.

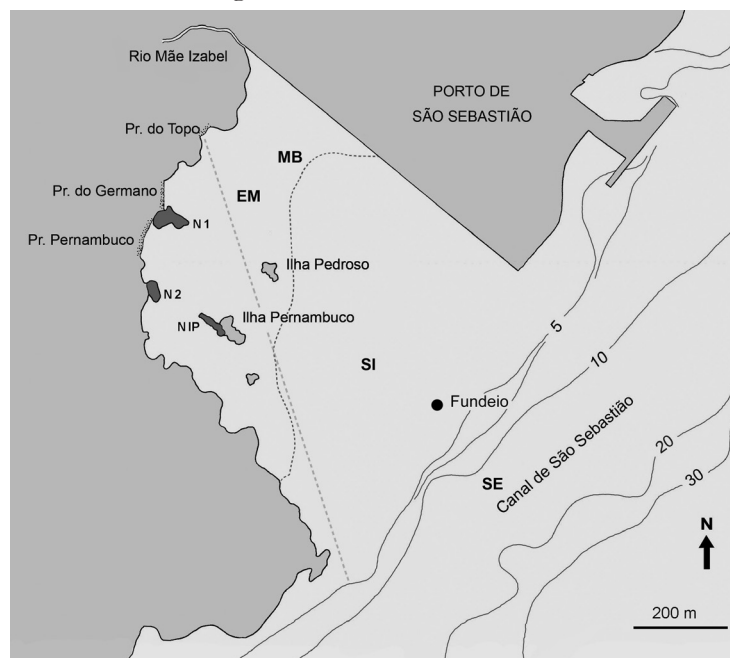


Figura 1.1. Localização do fundeio oceanográfico na Baía do Araçá. Entremarés (EM), Sublitoral Interno (SI) e Sublitoral Externo (SE), principais núcleos de manguezal (N1, N2 e NIP), linha de maré baixa (MB). *Esquema:* Tatiana Steiner.

Devido à proximidade do fundeio ao CEBIMar/USP e a um trabalho prévio de conscientização da população local, problemas associados a vandalismo não ocorreram durante todo o período. Para fundeios instalados em regiões mais remotas, este é um problema bastante comum e, geralmente, traz as maiores dificuldades para uma correta operação dos equipamentos. Vale destacar também, que a adequada instalação da boia de superfície, com cores chamativas e sinalização luminosa noturna, evitou possíveis acidentes com embarcações. Finalmente, é importante lembrar que a instalação de qualquer fundeio depende de autorização do Estado Maior da Armada (EMA), ligada a Marinha do Brasil.

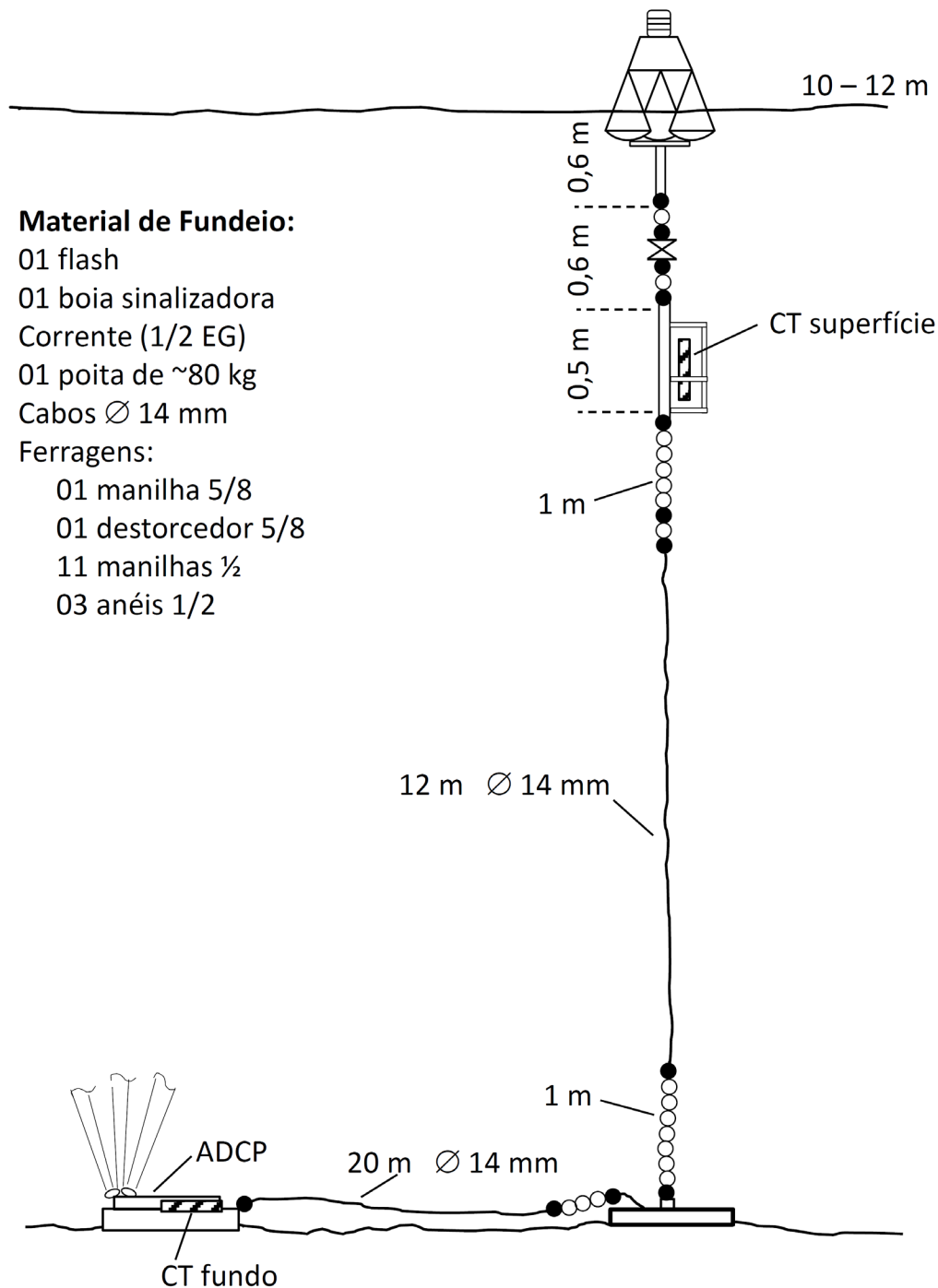


Figura 1.2. Diagrama esquemático do fundeio da Baía do Araçá. *Esquema:* Francisco Vicentini, Laboratório de Instrumentação Oceanográfica do IO-USP.



Figura 1.3. Boia sinalizadora do fundeio, equipada com iluminação noturna. *Foto:* Eduardo Dal Pogeto.

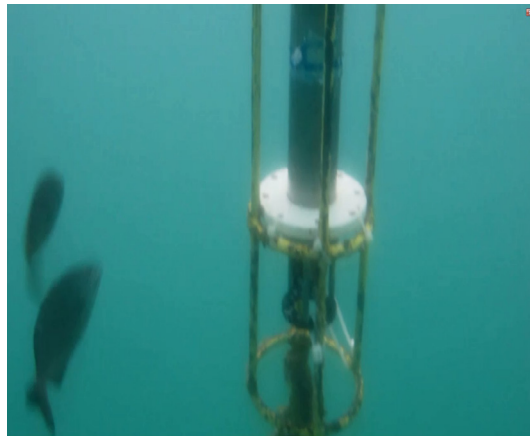


Figura 1.4. CT para medição de temperatura e salinidade próximo à superfície (CT da JFE Advantech). *Foto:* Rodolfo Jasão Soares Dias.

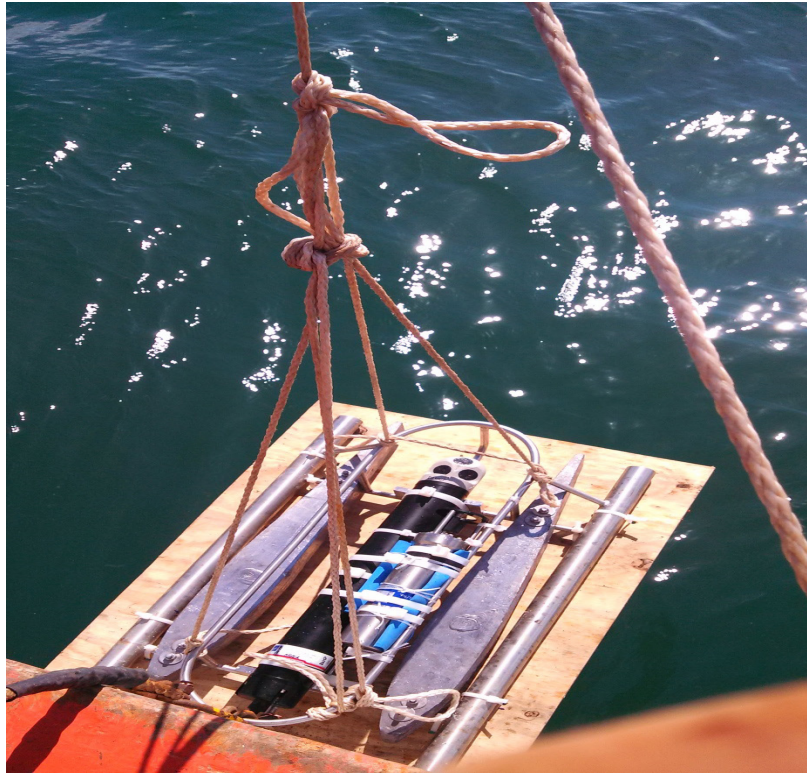


Figura 1.5. Perfilador acústico de fundo (1MHz). *Foto:* Eduardo Dal Pogeto.



Figura 1.6. Incrustação na estrutura e nos instrumentos do fundeio. *Fotos:* Rodolfo Jasão Soares Dias.

1.3 ANÁLISE DOS DADOS

A análise dos dados coletados é realizada de acordo com os objetivos de cada trabalho. Por exemplo, Dottori *et al.* (2015) analisaram os primeiros seis meses de dados deste fundeio, seguindo os procedimentos descritos abaixo.

As análises das séries temporais obtidas com os CT's de superfície e fundo (temperatura e salinidade) removem qualquer pico de valor que esteja a mais de um desvio padrão distante de seus vizinhos. Na sequência, os valores removidos são substituídos por interpolação linear. Dados espúrios de falhas dos sensores do equipamento também são removidos das séries temporais, resultando em algumas lacunas nos dados. Esse controle de qualidade dos dados é fundamental para a sua correta análise e interpretação. Basicamente, foram considerados dados espúrios valores de temperatura e salinidade registrados fora dos limites máximos e mínimos típicos para a região. É bastante difícil determinar quais fatores foram capazes de gerar estes dados espúrios, mas podemos citar, por exemplo, problemas momentâneos com o equipamento, bateria fraca, incrustação e outras atividades biológicas capazes de interferir no funcionamento dos sensores.

Espectros de força para as séries temporais foram calculados utilizando o método de Welch, após a remoção da tendência linear e a média a partir das séries temporais. Uma janela de 2 meses com sobreposição de 50% foi utilizada na análise de Dottori *et al.*, e lacunas na série temporal foram preenchidas com zeros. As tendências lineares das séries de temperatura e salinidade podem ser estimadas para períodos específicos da série temporal; na análise em questão a série foi dividida pela metade. Esse procedimento foi realizado em função do comportamento distinto observado para cada período. Assim, dependendo do tamanho da série temporal e dos objetivos da análise, a série pode ser dividida em um maior número de partes.

De forma a interpretar e compreender as relações entre os parâmetros, coeficientes de correlação foram estimados entre temperatura e salinidade e os componentes do vento e do cisalhamento do vento. Esses coeficientes foram estabelecidos para a série completa e também para cada metade, separadamente. Para a decomposição do vento nas direções transversal e paralela às isóbatas, um ângulo de 50° em relação ao norte, no sentido horário, foi utilizado. Os dados do perfilador acústico de correntes foram analisados por meio de Funções Empíricas Ortogonais (EOF), com o intuito de sumarizar as análises e melhor compreender a estrutura vertical das correntes.

Mais uma vez, a análise dos dados dependerá dos propósitos e da metodologia de abordagem do estudo. No método descrito acima e utilizado por Dottori *et al.* (2015), por exemplo, o objetivo era avaliar os mecanismos forçantes e a resposta hidrodinâmica na entrada da Baía do Araçá.

1.4 MODELAGEM NUMÉRICA

De forma a estender a análise dos parâmetros físicos para toda a Baía do Araçá e áreas adjacentes, um modelo numérico hidrodinâmico e de transformação de ondas foi aplicado para a região de interesse. Os experimentos de modelagem numérica são concentrados principalmente na hidrodinâmica da região. O modelo implementado para a região de interesse foi o Delft3D (versão *open source*, desenvolvido pela Deltares, Delft, Países Baixos), e a descrição abaixo é adaptada de Villamarin (2014): o módulo utilizado foi o hidrodinâmico (*Flom*), com condição de contorno (CC) de elevação do nível do mar pela oscilação da maré introduzida no limite SE aberto, e condição de contorno de Riemann nos limites NE e SO abertos. A CC de Riemann é conhecida como pouco reflexiva (*weakly reflective boundary condition*) e sua principal característica é ser transparente, em parte, à passagem de ondas, portanto estas não são refletidas de volta ao domínio (Verboom & Slob 1984). Essa condição auxilia no sentido de não criar ondas estacionárias dentro do domínio que possam amplificar e/ou modificar os efeitos da maré (Lesser 2009, Delft Hydraulics 2005). A correta

definição da condição de contorno, que irá forçar as variáveis no modelo numérico, é fundamental para a melhor representação do ambiente estudado.

Para auxiliar a quantificação da circulação dentro da baía, definiu-se o parâmetro Tempo de Transferência de Partícula (t_{TP}) como o tempo que uma partícula leva desde seu ponto de liberação até deixar a baía por meio de sua conexão com o CSS. Este conceito difere de Tempo de Residência, pois leva em consideração que a partícula pode estar em pontos secos do domínio e, portanto não representa uma parcela de água.

As simulações foram validadas para o cenário atual com os dados continuamente coletados pelo fundeio instalado na entrada da baía. A grade do modelo numérico implementado para a região foi elaborada com a inclusão de dados batimétricos detalhados levantados na Baía do Araçá. Esse levantamento foi nivelado e combinado com cartas náuticas e folhas de bordo da região para composição do domínio numérico, que abrange uma porção do litoral norte até profundidades de aproximadamente 100 metros. A grade do modelo usada para as simulações envolvendo a Baía do Araçá está representada na Figura 1.7. A resolução da grade, na área mais refinada dentro da baía, é de aproximadamente 15 metros.

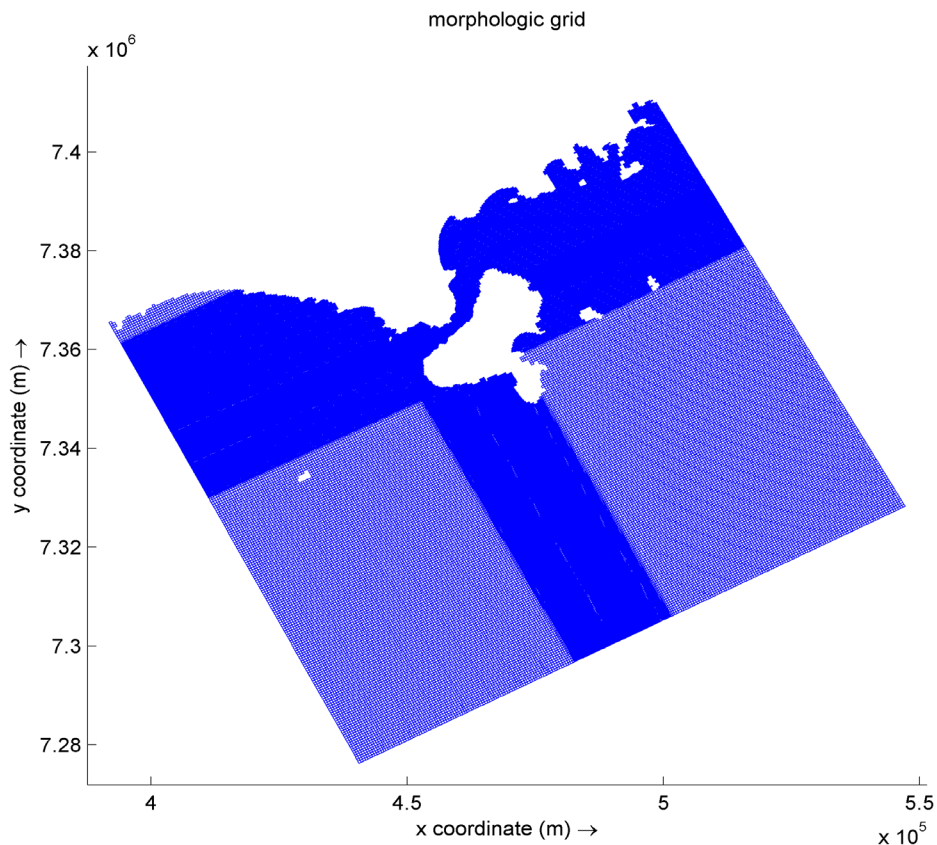


Figura 1.7. Malha do modelo numérico.

1.5 INTEGRAÇÃO COM OUTROS MÓDULOS DO PROJETO

Sendo as propriedades das massas de água, as correntes e as ondas condicionantes do ecossistema da Baía do Araçá, os resultados do módulo da hidrodinâmica acabam sendo integrados em praticamente todos os outros módulos do projeto. A Baía do Araçá é uma planície de maré, com praticamente um terço de sua área sendo exposta na maré baixa. Dessa forma, os seus processos hidrodinâmicos são condiciona-

dos pela maré, que inunda e seca essa área a cada ciclo. As propriedades das águas que banham a baía e controlam o funcionamento do ecossistema, observados pelo fundeio, auxiliam na interpretação de dados biológicos coletados pelos outros módulos.

Resultados do modelo numérico da Baía do Araçá permitem a interpretação da distribuição do nível energético ao qual cada porção da baía está exposta. O padrão de correntes e a distribuição da tensão de cisalhamento de correntes e ondas junto ao fundo permitem a interpretação da distribuição espaço-temporal da biota, sedimentos e poluentes na baía.

1.6 REFERÊNCIAS

- DELFT HYDRAULICS. 2005. User Manual Delft3D- FLOW, WL/Delft Hydraulics. 614 p.
- DOTTORI, M.; SIEGLE, E.; CASTRO, B.M. 2015. Hydrodynamics and water properties at the entrance of Araçá Bay, Brazil. *Ocean Dynamics*, 65: 1731-1741.
- LESSER, G.R. 2009. An approach to medium-term coastal morphological modelling. Tese de doutorado. Delft University of Technology, Delft. 255 p.
- VERBOOM, G.K.; SLOB, A. 1984. Weakly-reflective boundary conditions for two-dimensional shallow water flow problems. *Advances in Water Resources*, 7(4): 192-197.
- VILLAMARIN, B.C. 2014. Alterações morfológicas da Baía do Araçá: implicações em sua dinâmica. Trabalho de conclusão de curso. Oceanografia, Universidade de São Paulo.
- WELCH, P.D. 1967. The use of fast Fourier transform for the estimation of power spectra: a method based on time averaging over short, modified periodograms. *IEEE Transactions on Audio and Electroacoustics*, 15(2): 70-73.

2 – ANÁLISE DOS SEDIMENTOS

Samara Cazzoli y Goya, Patricia Padua, Javier Alcántara-Carrió, Gabriel Maia, Luigi Jovane

2.1 INTRODUÇÃO

O objetivo do Módulo Dinâmica Sedimentar do projeto *Biota-Araçá* é a identificação da distribuição superficial dos sedimentos de fundo da Baía do Araçá e de seu entorno, no sentido de entender a dinâmica sedimentar com relação a suas fontes, processos de redistribuição e deposição. Os sedimentos constituem elemento-chave na caracterização do meio, pois refletem a hidrodinâmica local, mostram locais com suscetibilidade de acúmulo ou deposição de poluentes e ainda condicionam a distribuição de partes da biota.

Este capítulo tem como finalidade apresentar os materiais e os métodos utilizados para identificação das características granulométricas e mineralógicas dos sedimentos superficiais do fundo da Baía do Araçá e da região próxima ao Canal de São Sebastião. Com o avançar dos trabalhos, sentiu-se também a necessidade de coletar testemunhos a fim de determinar as características dos sedimentos e dos processos sedimentares ao longo do tempo geológico. Esta metodologia também segue descrita.

2.2 CAMPO

A coleta dos sedimentos superficiais encontra-se descrita no capítulo do Sistema bentônico (Capítulo 9), uma vez que as amostras utilizadas foram coletadas nos mesmos pontos pela mesma equipe.

Os testemunhos foram coletados com *gravity corer* e armazenados em canos de borracha de butila (BB), de aproximadamente 70 centímetros cada, tampados e vedados em ambas as extremidades. Foram transportados, refrigerados, da Baía do Araçá até o Laboratório de Geoprocessamento do Instituto Oceanográfico da USP, onde foram mantidos em câmara fria até que fossem abertos para coleta de amostras. O mapa de localização dos pontos com coleta de testemunhos está apresentado na Figura 2.1.

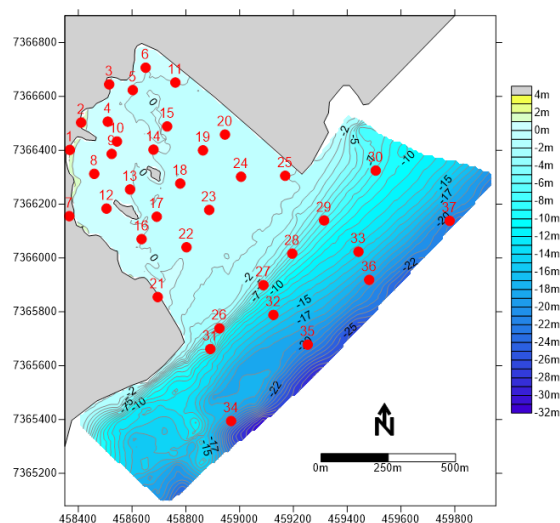


Figura 2.1. Localização dos pontos de coleta de sedimentos. Fonte: Alcántara.

2.3 ATIVIDADES EM LABORATÓRIO

Uma vez coletadas as amostras, várias alíquotas foram retiradas a fim de que diversos tipos de análises laboratoriais pudessem ser efetuadas. Elas foram realizadas tanto nos sedimentos superficiais (análise do conteúdo em matéria orgânica e de carbonato biodetrítico e análise granulométrica) quanto nos testemunhos; também houve análise da suscetibilidade magnética e da composição mineralógica dos sedimentos.

2.3.1 Análise de conteúdo em matéria orgânica e de carbonato biodetrítico

As retiradas tanto do conteúdo orgânico quanto do carbonato biodetrítico são importantes para que, no decorrer da análise granulométrica, somente os sedimentos terrígenos sejam analisados. Os sedimentos terrígenos são oriundos do continente e marcam todo o processo de transporte sedimentar na região marinha. Outra importância associada à determinação destes teores é a de possibilitar a obtenção de parâmetros que possam ajudar na caracterização do meio ambiente, ampliando o conhecimento sobre a biota associada a ele.

A eliminação de matéria orgânica foi feita com ataque a quente (de 20° a 60°C) com água oxigenada a 10% (Navarra *et al.* 1980). Já a determinação do conteúdo em carbonato biodetrítico foi feita por meio do ataque do sedimento seco a frio com ácido clorídrico a 10%, segundo o método descrito em Ingram (1971).

2.3.2 Análise granulométrica

Após os tratamentos químicos, as amostras foram secas em estufas a 40°C. Esta temperatura é considerada ideal por não alterar as propriedades dos argilominerais, caso estes ocorram nas amostras. A partir dessa etapa, foram efetuadas as análises granulométricas por meio do método tradicional de peneiramento e pipetagem descrito por Suguio (1973). Este método parte de uma amostra inicial, constituída somente por cerca de 30 gramas de sedimentos terrígenos.

Estas amostras também foram analisadas com o uso da difração a laser de baixo ângulo. Este método só foi empregado para comparação de medidas granulométricas nas frações mais finas dos sedimentos. Em geral, ele é mais utilizado quando predomina o teor de sedimentos finos (menores que a fração areia), não tendo sido o caso das amostras coletadas na Baía do Araçá.

A difratometria a laser emprega uma fonte de luz de comprimento de onda fixo, na frente da qual passam as partículas a serem medidas. A análise do tamanho da partícula é feita a partir da leitura do desvio do ângulo da luz, que é diretamente relacionado ao tamanho desta partícula, ou seja, à medida que o tamanho de um grão diminui, aumenta logaritmicamente o ângulo de desvio da luz desta partícula. A intensidade do desvio de luz também pode ser relacionada com o volume do grão, em uma relação diretamente proporcional. Grãos maiores desviam a luz com maior intensidade e em ângulos menores. Já os grãos menores desviam a luz com menor intensidade, porém em ângulos maiores.

Para o cálculo do tamanho dos grãos, o equipamento utiliza um algoritmo conhecido como Aproximação de Fraunhofer. Esta aproximação assume que todas as partículas são opacas e que “espalham” a luz em um ângulo baixo. Por ser uma aproximação, não leva em consideração o índice de refração do material medido.

Estas análises foram efetuadas no Laboratório de Sedimentação em Margens Continentais (LAMA) do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, com o uso do difratômetro marca *Malvern*, modelo Hydro 2000G.

2.3.3 Abertura e descrição dos testemunhos

No laboratório, os testemunhos foram serrados ao meio, em sentido longitudinal, para possibilitar a coleta das amostras. O primeiro passo foi o preenchimento da ficha de descrição de testemunhos, fornecida pelo IO-USP. Os testemunhos foram descritos quanto à textura, cor e estrutura. O testemunho foi então fatiado em alíquotas de 2,5 centímetros de espessura. As alíquotas foram guardadas em *freezer* e mantidas resfriadas até que fossem analisadas.

2.3.4 Análise de suscetibilidade magnética

Para esta análise, foram coletadas aproximadamente 2 gramas de sedimentos de cada alíquota previamente amostradas, sendo armazenados em recipientes cilíndricos de plástico com 2,5 centímetros de diâmetro.

Para coletar a maior quantidade possível de amostras e, assim, obter uma maior representatividade do testemunho, optou-se, durante a amostragem, por posicionar os recipientes de modo que ficassem justapostos ao longo do testemunho.

Após essa etapa, as amostras foram levadas ao Instituto de Astronomia e Geofísica da USP, onde foi analisada sua suscetibilidade magnética, utilizando o equipamento *Kappabridge* MFK1-FA. Este equipamento permite a aplicação de três diferentes campos de frequências magnéticas, aumentando a precisão da análise. A suscetibilidade magnética é calculada por meio de uma correlação entre o peso da amostra, o volume de normatização e a quantidade de magnetização que o material retém quando um campo magnético (H) é aplicado.

Em seguida foram selecionadas amostras representativas, com base nos valores de suscetibilidade obtidos, e estas foram analisadas utilizando um magnetômetro *PMC MicroMag 3900 Series VSM (Vibrating Sample Magnetometer)*, da *Lake Shore Cryotronics*. Este equipamento, existente no Laboratório de Geoprocessamento (LabGeo) do Instituto Oceanográfico, foi empregado para a determinação das propriedades de histerese magnéticas do sedimento que são Magnetização de saturação (Ms), Magnetização remanente (Mr), Força coercitiva (Hc) e Força coercitiva remanescente (Hc). Para isso, aproximadamente 0,5 grama de material foi retirado de cada alíquota escolhida, secada à temperatura ambiente por no mínimo 24 horas, completamente macerada e colocada em uma cápsula gelatinosa nº4 previamente pesada em balança de precisão, com 04 casas decimais. Nesta cápsula gelatinosa foi inserido um pedaço de algodão hospitalar, para impedir o deslocamento da amostra dentro da cápsula (Figura 2.2). As cápsulas são então fechadas e pesadas novamente, para que a massa exata de sedimento em seu interior seja determinada.



Figura 2.2. Amostra presa com algodão dentro da cápsula de gel. Foto: Luigi Jovane.

Finalmente, após o término das análises no *VSM*, algumas das amostras foram selecionadas e passaram por um teste de Suscetibilidade em função da Temperatura, utilizando o MKF1-FA *Multifunction Kappabridge*, produzido pela *Advanced Geoscience Instruments Company (AGICO)*. Estas medidas permitem definir exatamente quais minerais magnéticos estão presentes no sedimento, pois a suscetibilidade magnética varia em função da temperatura característica de cada mineral magnético.

2.3.5 Análise de composição mineralógica dos sedimentos

Depois de abertos em laboratório, foram retiradas amostras ao longo de todo o testemunho com amostradores cilíndricos de acrílico transparentes com 2 centímetros de raio, nas mesmas profundidades das amostras das análises magnéticas.

A difração de raios X (XRD) é uma técnica não destrutiva para as análises qualitativa e quantitativa dos materiais cristalinos, a partir do ângulo de reflexão dos raios X em uma superfície mineral. Estas análises são feitas a partir da comparação do difratograma obtido da amostra com os padrões incluídos nas bases de dados do equipamento.

O equipamento utilizado para analisar a composição mineralógica dos sedimentos foi um que conjuga as técnicas de difração de Raio X (XRD) e de fluorescência de Raio X (XRF), conhecido como BTX.

Para que as amostras pudessem ser analisadas no BTX, elas foram transformadas em pó. A secagem das amostras foi realizada em estufa a 40°C, nos próprios amostradores, por no mínimo 24 horas. A temperatura foi mantida menor que 50°C para que não houvesse transformação dos minerais.

Após a secagem, as amostras foram totalmente maceradas, possibilitando uma melhor homogeneização e representatividade dos materiais amostrados. Foi escolhido um pilão de ágata para a maceração de todas as amostras, pois o mineral mais abundante encontrado nas amostras foi o quartzo, sendo necessário utilizar um pilão de dureza maior que a deste mineral. Para a amostra ser analisada no BTX, deve ter granulometria específica, por isso todas as amostras passaram completamente por peneira de 150 micrômetros.

Ao término das análises, um difratograma é gerado contendo informações de todos os minerais presentes na amostra. A partir dos difratogramas, foi possível fazer a caracterização da mineralogia local. Comparando a mineralogia local com a literatura disponível sobre as áreas do entorno, algumas áreas fontes de sedimentos puderam ser identificadas.

2.4 ANÁLISE DOS DADOS

A partir dos dados processados em laboratório, foram efetuadas as seguintes análises:

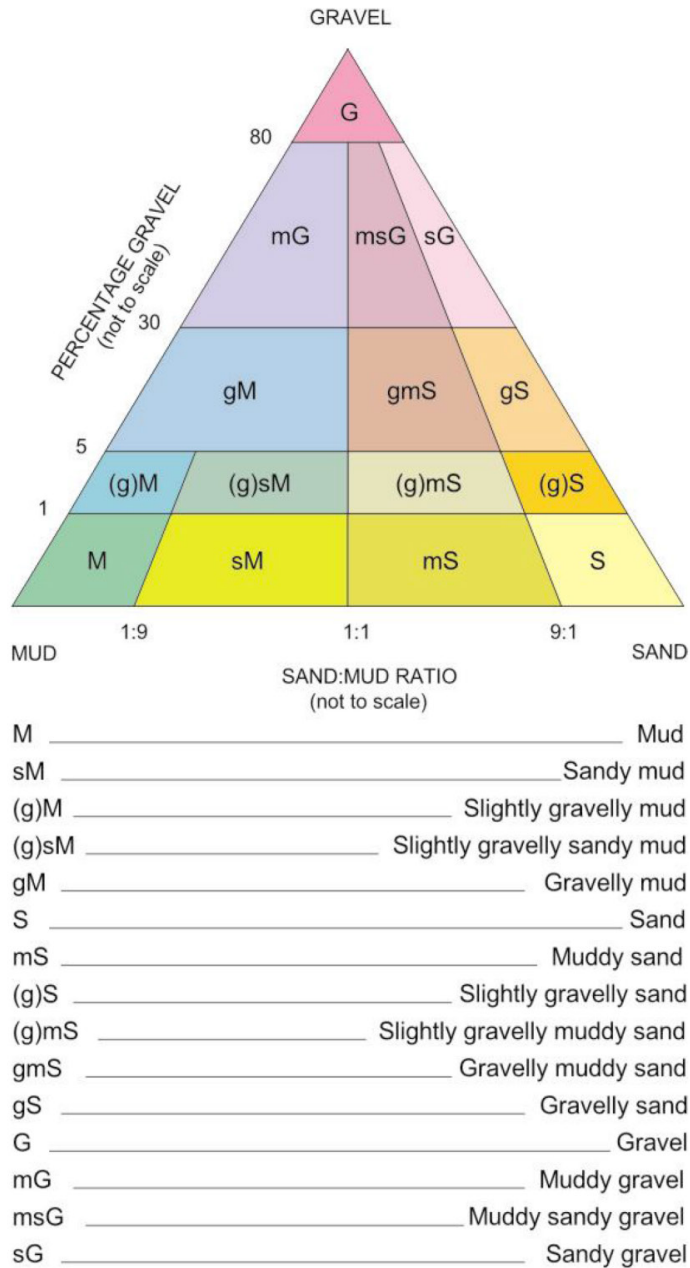
Cálculo dos parâmetros granulométricos;

Cálculo dos parâmetros composicionais.

2.4.1 Cálculo dos parâmetros granulométricos

Este cálculo foi realizado para todas as amostras coletadas na superfície da Baía do Araçá. A partir das curvas granulométricas, foram obtidos os seguintes parâmetros granulométricos: tamanho médio de grão, grau de seleção, assimetria e angulosidade (segundo Folk & Ward 1957), assim como o número de modas de cada amostra mediante o software *GRADISTAT* (Blott & Pye 2001). Outros parâmetros importantes obtidos foram o teor de matéria orgânica e de carbonato biodetríticos presentes nas amostras sedimentares.

Também neste *software*, a partir das porcentagens de grânulos, areias e lamas para cada amostra foi aplicado um diagrama de classificação textural de Folk (1974) que se baseia, essencialmente, em um diagrama triangular (Figura 2.3), em que são representados proporcionalmente os conteúdos percentuais em cascalho (>2mm), em areia (2mm a 63 μ) e em lodo (<63 μ). A partir deste diagrama, os sedimentos então são classificados.



The above classification is based on that of R.L.Folk,
1954, J. Geol., 62 pp344-359.

Figura 2.3. Diagrama triangular de Folk (1974) para classificação dos sedimentos.

2.4.2 Cálculo dos parâmetros composicionais

Esta análise foi efetuada para parte das amostras coletadas, tendo ainda uma parcela em fase de análise.

Para caracterização dos minerais presentes na área, como dito anteriormente, foram gerados difratogramas utilizando a técnica de difração de raio-x (XRD). Dentro destes difratogramas são encontrados três tipos de picos, correspondentes as ondas $K_{\alpha 1}$, $K_{\alpha 2}$ e K_{β} . As ondas $K_{\alpha 1}$ e $K_{\alpha 2}$ são referentes às ondas difratadas pelo mineral. Já as ondas K_{β} são as ondas do emissor de raios-x que incidem diretamente no detector. A partir desta premissa, um difratograma é a junção de todos os conjuntos de picos que compõem cada um dos minerais. A posição dos picos indica o sistema cristalino, a simetria do grupo espacial (cúbico, ortorrômbico, etc.), a simetria de translação, as dimensões da cela unitária e também identificação qualitativa das fases. A intensidade dos picos indica a densidade eletrônica dentro da cela unitária (posições atômicas) e resulta na determinação quantitativa de fases. Isso representa a concentração total por peso dos minerais que compõem a amostra. A forma e largura dos picos indicam o tamanho dos cristalitos (menor conjunto de átomos que forma o sistema cristalino) e também podem mostrar defeitos e microdeformações na rede cristalina. Cada mineral possui um difratograma único.

Para a análise do difratograma foi utilizado o programa *HighScore Plus 3.0* da *Panalytical* e o banco de dados COD 2013. Esse programa permite que as fases, conjunto de picos, de cada mineral sejam identificadas e quantificadas. A análise consiste na determinação do *background*, eliminação das ondas K_{β} , ajuste do perfil, e por último na procura dos picos. O programa *HighScore Plus* tem uma ferramenta, a *IdeMin (Identify Minerals)*, que agiliza esse processo juntando todas essas etapas, mostrando somente os minerais que correspondem aos picos encontrados. Os picos dos minerais encontrados foram também calculados manualmente, a fim de validar os resultados encontrados pelo programa.

Depois do tratamento do difratograma, foi feita a busca por minerais que correspondem aos picos por meio do comando *Search and Match*. O programa já fornece algumas opções de minerais, porém uma nova correspondência considerada de melhor qualidade foi feita manualmente, fundamentada em conhecimentos prévios da área. Após a análise completa dos difratogramas foram estimadas as quantidades de todos os minerais reconhecidos em cada uma das amostras.

Os dados obtidos da relação entre suscetibilidade *versus* temperatura foram tratados de forma a obter a temperatura de Curie e analisados matematicamente, a fim de determinar a composição do material primariamente responsável pela suscetibilidade magnética no sedimento. Em seguida, os dados de M_s , M_r , H_c e H_{cr} foram utilizados para elaborar uma estimativa sobre a estrutura e granulometria das partículas magnéticas.

2.5 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

O compartilhamento de amostras com o grupo de organismos bentônicos vem se mostrando muito interessante, uma vez que permite a otimização da coleta, a redução de custos das campanhas de campo e ainda uma comparação mais apropriada dos dados, para a caracterização do meio.

2.5.1 Análise de conteúdo em matéria orgânica e de carbonato biodetrítico

Quando se realiza uma análise de sedimentologia marinha, o enfoque da pesquisa é que determina quais tipos de análises devem ser realizadas nas amostras coletadas. No caso presente, o objetivo era entender os processos de sedimentação terrígena na Baía do Araújo. Os sedimentos terrígenos foram o alvo

prioritário por constituírem a maior parte dos sedimentos do local.

Neste caso, a retirada de matéria orgânica e de carbonato biodetrítico é fundamental para que as análises de tamanho de grãos e suas texturas sejam inequivocamente feitas em grãos terrígenos.

O uso dos métodos de Navarra *et al.* (1980) e Ingram (1971), respectivamente, para as análises dos teores de matéria orgânica e carbonato biodetrítico, permitem a fácil correlação entre os dados aqui levantados e os já existentes na literatura, em especial, com aqueles feitos pelas universidades paulistas, uma vez que todas utilizam este método químico, em detrimento dos métodos de queima por mufla.

Cabe ainda uma consideração sobre o método de Navarra *et al.* (1980). Este método, embora antigo e não muito preciso, é importante por corroborar a qualidade das análises granulométricas. A matéria orgânica atua como uma espécie de cimento que agrupa, principalmente, os sedimentos mais finos, e isso pode dar a sensação de eles serem maiores em tamanho do que na verdade o são. Por este motivo, uma melhor acuidade das análises granulométricas ocorrerá com a retirada desta matéria orgânica.

2.5.2 Análise granulométrica e cálculo dos parâmetros granulométricos

A análise granulométrica é a responsável pela caracterização do fluido que realiza o transporte sedimentar, uma vez que é vista a capacidade e a competência do transporte a partir do tamanho dos grãos transportados neste fluido.

A escolha da metodologia tradicional (peneiramento e pipetagem), como descritas por Suguio (1973), se justifica por ser um método bastante confiável e relativamente barato por não exigir grande parque de equipamentos, o que poderia restringir o uso em outros locais. Outra vantagem é que por ser um método já consagrado, é utilizado tanto na oceanografia geológica como nas áreas afins como a oceanografia biológica e a geologia costeira. Um terceiro ponto que levou à escolha desta metodologia é a possibilidade de comparação com outros trabalhos que utilizam este mesmo método, amplamente empregado nos trabalhos acadêmicos.

O uso do difratômetro a laser de baixo ângulo apresenta vantagens em relação ao método tradicional, pois necessita de uma quantidade menor de amostra (geralmente perto de 1 grama de sedimento já é o suficiente) e também é muito mais rápido na obtenção das frações granulométricas (em média 5 minutos para a obtenção da análise de uma amostra). Porém, este método ainda não é muito difundido, dificultando a comparação com resultados prévios de outros trabalhos correlatos.

Amostras compostas predominantemente por finos (siltes + argilas) necessitam de um tratamento similar ao feito em pipetagens, ou seja, a adição de aproximadamente 1 grama/litro de dispersante, colocando cerca de 12 horas antes da leitura do aparelho. Se existir uma grande quantidade de matéria orgânica na amostra, esta deve ser primeiramente eliminada.

Essa teoria de aproximação de Fraunhofer tem uma grande limitação, pois para sedimentos finos (em especial na fração argila) com tamanho inferior ao comprimento de onda do feixe utilizado, o resultado pode apresentar um aumento no tamanho do grão; dessa maneira, as leituras de sedimentos no equipamento necessitam ser feitas sempre com a máxima atenção.

Em relação ao cálculo dos tamanhos granulométricos, a escolha dos métodos de Folk & Ward (1957) e Folk (1974) foi feita por serem metodologias amplamente utilizadas em praticamente todos os estudos de granulometria, incluindo aqueles efetuados com os mais diversos *softwares* utilizados, como base em seus algoritmos. Esta grande aplicação destes métodos permite a comparação com praticamente todos os estudos sedimentológicos efetuados até o momento.

2.5.3 Análise de suscetibilidade magnética

A suscetibilidade magnética é uma propriedade física usada para caracterizar de forma rápida, econômica e não destrutiva, a concentração dos minerais magnéticos e paramagnéticos relacionados aos diferentes tipos de sedimentação marinha.

Os métodos aqui utilizados permitem uma grande acurácia na determinação da suscetibilidade magnética. O equipamento *Kappabridge* MFK1-FA permite a determinação da concentração de minerais magnéticos, já colocando em ordem de grandeza, qual o tipo de sedimentação predominante na região, uma vez que estes elementos magnéticos costumam apresentar teores maiores em sedimentos mais finos.

Já o magnetômetro *MicroMag* 3900 permite a caracterização mineralógica dos elementos magnéticos (como hematita e magnetita por exemplo) e a obtenção das curvas geomagnéticas pela determinação dos ciclos de histerese dos materiais.

Os métodos, juntos, dão credibilidade aos dados, uma vez que a quantidade de minerais eletromagnéticos passa a ser determinada por dois métodos distintos.

Em termos de literatura, estes métodos são os que melhor resultado propiciam, permitindo a comparação com trabalhos correlatos em todo o mundo.

2.5.4 Análise de composição mineralógica dos sedimentos e cálculo dos parâmetros composicionais

A obtenção de dados com o BTX é rápida, barata e necessita de quantidade mínima de amostra. Além disso, essa técnica possibilita a identificação de todos os minerais presentes em cada amostra com apenas uma análise e em um único gráfico. Os dados obtidos com essa metodologia foram satisfatórios e os minerais que compõem a Baía do Araçá foram devidamente identificados.

2.6 REFERÊNCIAS

- BLOTT, S.J.; PYE, K. 2001. GRADISTAT: A grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms*, 26: 1237-1248.
- FOLK, R.L.; WARD, W.C. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3-26.
- FOLK, R.L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Hemphill Publishing Company, Austin, Texas. 190 p.
- INGRAM, R.L. 1971. Sieve Analysis. pp. 49-67. *In*: CARVER, R.E. (Ed.). *Procedures in sedimentary petrology*. Wiley-Interscience, New York.
- NAVARRA, C.T.; FURTADO, V.V.; EICHLER, B.B.; PRADO, O.R. 1980. Distribuição da matéria orgânica nos sedimentos marinhos costeiros e nos solos hidromórficos da orla litorânea do Estado de São Paulo. *Boletim do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, 29(2): 267-270.
- SUGUIO, K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. Editora Edgard Blucher Ltda /EDUSP, São Paulo.

3 – HIDROCARBONETOS E METAIS TRAÇO EM SEDIMENTOS

Márcia C. Bicego, Bianca Sung Mi Kim, Satie Taniguchi, Rubens C. L. Figueira

3.1 INTRODUÇÃO

Os sedimentos são importantes reservatórios de contaminantes tanto orgânicos como inorgânicos e podem fornecer uma figura integrada dos eventos que ocorrem na coluna de água de uma determinada região. Dessa forma, são matrizes particularmente úteis na identificação dos contribuintes predominantes.

Os hidrocarbonetos, por serem os principais constituintes do petróleo, são frequentemente utilizados como indicadores da presença desses no ambiente (UNEP 1992, NRC 1985). Os hidrocarbonetos alifáticos (HAs) presentes no petróleo podem ser de cadeia normal (parafinas), ramificada (isoprenóides) ou cíclica (naftenos). Alguns hidrocarbonetos alifáticos são utilizados como biomarcadores de petróleo, e têm sido importantes para identificar a origem da contaminação no ambiente, assim como para monitorar processos de intemperismo e degradação (Wang 2007). Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) contêm ao menos dois anéis benzênicos condensados (NRC 1985) e são, dentre os hidrocarbonetos, os compostos que apresentam maior toxicidade ao ambiente, sendo inclusive considerados potencialmente carcinogênicos. (Neff 1979, Larsen & Baker 2003). As principais fontes de HPAs no ambiente marinho são a introdução direta de petróleo ou derivados, queima incompleta de combustíveis fósseis e processos diagenéticos (McElroy *et al.* 1989, NRC 1985). No ambiente aquático, os hidrocarbonetos associam-se a partículas e são depositados e acumulados no sedimento, devido à natureza hidrofóbica destes compostos (Gearing *et al.* 1980).

Os metais, constituintes da crosta terrestre e presentes naturalmente no ambiente marinho, quando introduzidos em excesso e de forma antrópica são considerados contaminantes (Bryan 1980). A vasta utilização dos recursos naturais tem sido responsável pela ampla magnitude e frequência da disposição dos metais no ambiente (Yabe & Oliveira 1998). Devido à diversidade de fontes, a avaliação da introdução antropogênica destes elementos no ambiente marinho torna-se bastante complexa (Clark 2001).

Os metais estão presentes no ambiente de formas variadas, das quais nem todas são igualmente tóxicas, móveis, ou biodisponíveis. Vários fatores podem influenciar a sua mobilidade e, conseqüentemente, a sua potencialidade tóxica (Foster & Charlesworth 1996). Muitos metais são considerados essenciais para os organismos, porém em concentrações acima do limiar se tornam altamente tóxicos. Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Zinco (Zn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Cromo (Cr) e Mercúrio (Hg) são os metais com maior potencial tóxico, portanto, são os metais mais estudados em trabalhos de contaminação (Haynes & Jonhson 2000).

3.2 CAMPO

A coleta de sedimentos para análise de contaminantes no ambiente marinho pode ser feita por meio de diferentes técnicas e depende dos objetivos da pesquisa em questão. Procedimentos de coletas, equipamentos apropriados, métodos de armazenamento e preservação de amostras foram amplamente discutidos em uma publicação da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2011), que pode ser muito útil para o planejamento e aquisição de amostras ambientais.

Os amostradores devem ser constituídos de aço inox, que é um material inerte, para evitar introdução de interferentes na análise dos compostos de interesse. Os recipientes de coleta devem ser também constituídos de material inerte. No caso de uma coleta para metais, os recipientes podem ser de plástico como polietileno, polipropileno, policarbonato ou outro polímero inerte. Para amostras em que serão analisados os hidrocarbonetos, podem ser usados potes de alumínio, e para ambos os estudos podem ser usados frascos de vidro. Em cada caso é necessária uma limpeza do frasco de coleta, antecedendo a coleta, a fim de evitar interferentes na análise final. No caso dos hidrocarbonetos são utilizados frascos de alumínio, os quais são previamente queimados em mufla a 400° C para eliminar todos os compostos orgânicos.

Os amostradores de sedimento superficial podem ser pontuais e normalmente são lançados abertos verticalmente sobre o fundo, no qual atuam penetrando por gravidade, pressionados pelo impacto. Possuem dispositivos para fechamento, assim aprisionando o sedimento, como por exemplo o amostrador tipo van Veen utilizado neste projeto.

A escolha dos pontos amostrais deve ser realizada em função do objetivo do projeto, permitindo que seja representativa da área de estudo. No caso específico do presente trabalho, a coleta dos sedimentos encontra-se descrita no capítulo do Sistema bentônico (Capítulo 9), uma vez que as amostras utilizadas foram coletadas nos mesmos pontos pela mesma equipe. Embora as análises só tenham sido realizadas em duas das campanhas, optou-se por coletar em todas as estações do ano e preservá-las caso fosse necessária uma avaliação posterior.

As amostras a serem avaliadas foram congeladas e mantidas sob proteção da luz para evitar qualquer alteração nos compostos de interesse.

3.3 ATIVIDADES EM LABORATÓRIO

Análises de contaminantes traço exigem que os protocolos sejam testados e que todo um controle de qualidade dos procedimentos seja feito. O controle de qualidade é uma ferramenta adequada para assegurar a eficiência das técnicas analíticas empregadas na análise dos compostos de interesse, pois garante a qualidade e confiabilidade dos resultados em termos de identificação e quantificação, avaliando a precisão, exatidão, seletividade e sensibilidade do método.

3.3.1 Análise de metais

Para as análises dos elementos metálicos, as amostras de sedimento congeladas foram liofilizadas, procedendo-se então a determinação de diferentes elementos químicos por meio da abertura das amostras mediante lixiviação ácida, seguindo a metodologia *SW 846 US EPA 3050b* (USEPA 1996). Com este procedimento é possível quantificar os elementos ambientalmente disponíveis, e os elementos ligados a estruturas siliciclásticas não são dissolvidos. O método consiste em uma digestão ácida capaz de dissolver a maior parte dos elementos de origem antrópica.

Para isso, pesa-se na balança analítica aproximadamente 1 grama de sedimento seco, adiciona-se 5 mililitros de HNO₃ (1:1) sob aquecimento em chapa a 95°C por 15 minutos em sistema aberto, sendo colocado um vidro de relógio sob o béquer para evitar eventuais perdas do analito de interesse por evaporação. Adicionou-se 2,5 mL de HNO₃ concentrado e continuou-se o aquecimento por mais 30 minutos. Adicionou-se 2,5 mL de HNO₃ concentrado até a completa oxidação da amostra, verificada pela ausência de vapores marrons, continuando o aquecimento por mais 1 hora e 30 minutos. A solução é resfriada, adiciona-se então 1 mL de água e 1,5 mL de H₂O₂ 30%, sob aquecimento. O procedimento continua com a adição de alíquotas de 1 mL de H₂O₂ 30%, até a completa eliminação da matéria orgânica. A solução é filtrada em papel de filtro

faixa lenta e, a seguir, diluída para 50 mL, procedendo-se então a análise.

A determinação dos elementos de interesse deste trabalho foi quantificada por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), segundo o método USEPA 6010c (USEPA 2007). O equipamento utilizado nesse trabalho foi um *ICP-OES* da marca *Varian*, modelo 710-ES. Para o controle de qualidade do método foram utilizados materiais de referência certificados (CRMs), correspondentes, neste trabalho, ao EnviroMAT SS-1 e ao EnviroMAT SS-2 da SCP Science.

3.3.2 Análise de hidrocarbonetos

Para as análises de contaminantes orgânicos, as amostras de sedimento foram liofilizadas durante 72 horas em liofilizador Thermo Savant – modulyo D. Em seguida, foram maceradas e homogeneizadas em almofariz com pistilo e armazenadas em frascos de vidro previamente calcinados a 450°C.

Uma porção de 20 g foi extraída em sistema Soxhlet para análise dos hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos (HPAs) com n-hexano/diclorometano 50% (v/v) segundo método descrito em UNEP (1992), com algumas modificações. Dentro do controle de qualidade foram adicionados os padrões *surrogate* antes da extração naftaleno-d₈, acenafteno-d₁₀, fenantreno-d₁₀, criseno-d₁₂ e perileno-d₁₂, hexadeceno, eicoseno em todas as amostras incluindo brancos e materiais de referência certificados (CRMs). O CRM utilizado para esta análise foi o SRM1941b proveniente da *National Institute of Standards and Technology (NIST)* dos EUA.

O extrato foi eluído em coluna com alumina sobre sílica, também 5% desativadas, no qual o extrato foi purificado e separado para análise de hidrocarbonetos alifáticos (HAs,F1), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs, F2).

Uma alíquota do eluato F1 foi injetada no cromatógrafo a gás 6890 da Agilent Technologies detector de ionização de chama (GC-FID) 6890 para análise de HAs.Os demais grupos de compostos (HPAs) foram analisados no cromatógrafo a gás equipado com espectrômetro de massas (GC-MS) 6890/5973N também da Agilent Technologies. A aquisição dos dados foi feita em SIM (*Single Ion Monitoring*).

As temperaturas do GC-MS foram de 280, 280 e 300°C no injetor e na interface e na fonte de íons, respectivamente. A coluna cromatográfica utilizada foi da J&W Scientific com 30 metros de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25 µm de espessura de filme de 5% fenilmetilsiloxana. A rampa para os HAs (no GC-FID), HPAs e LABs teve início a 40°C com aumento a taxa de 20°C até 60°C e a 5°C min⁻¹ até 290°C, em que permaneceu por 5 minutos e aumento a 10°C até 300°C, permanecendo constante durante 10 minutos.

A identificação dos HAs e HPAs foi feita por comparação dos tempos de retenção com padrões de referência da Accustandard e Supelco dos EUA, Fluka da Suíça e Sigma-Aldrich da Alemanha. Os compostos analisados no GC/MS também foram identificados por meio do íon de quantificação (m/z) e confirmação de cada composto. A quantificação foi feita por razões entre os *surrogates* e os compostos de interesse, baseada nas curvas analíticas montadas com pelo menos 5 concentrações diferentes de cada grupo de compostos.

3.3.3 Análise de carbono orgânico

A análise do percentual de carbono orgânico no sedimento (COT) foi realizada a partir da oxidação (exotérmica) com dicromato de potássio e ácido sulfúrico concentrado. A quantidade de dicromato consumido na oxidação do carbono orgânico é determinada titulando-se o excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal, conforme descrito em Gaudette *et al.* (1974). O ponto final da titulação é bem pronunciado e o método apresenta resultados similares ao método da combustão total (analisador de C, H e N). Uma vantagem deste método é que pode ser aplicado diretamente aos sedimentos sem que haja necessidade da remoção do carbonato por lavagem ácida.

O COT foi determinado segundo a Equação 1:

$$[\%COT]=V \times [1-(T/TBr) \times 0,003 \times N \times (100/m)]$$

onde:

V = volume de dicromato utilizado, em ml;

N = normalidade do dicromato;

T = volume de sulfato ferroso gasto na amostra, em ml;

TBr = volume de sulfato ferroso gasto no branco, em ml;

m = massa da amostra de sedimento, em gramas.

3.4 BANCO DE DADOS

As planilhas para armazenar os resultados das concentrações de metais e hidrocarbonetos são simples e necessitam do georreferenciamento das amostras e da coerência entre as unidades.

3.5 ANÁLISE DOS DADOS

A análise de dados deve ser feita primeiramente de forma descritiva observando os máximos e mínimos das concentrações, valores-guia de qualidade que podem indicar a toxicidade de hidrocarbonetos e metais traço em sedimentos marinhos. Eles se baseiam em evidências observadas em estudos de campo e laboratório que agregam um grande número de dados (Long *et al.* 1995, MacDonald *et al.* 1996, NOAA 1999). O nível de efeito limiar TEL (*Threshold Effect Level*) e o nível de efeito provável PEL (*Probable Effect Level*) (MacDonald *et al.* 1996) são amplamente usados para definir a qualidade do sedimento marinho. O TEL é definido como o nível de concentração abaixo do qual raramente se observam efeitos adversos; entre os níveis de TEL e PEL ocasionalmente esses efeitos são observados e o nível TEL corresponde ao limiar no qual prováveis efeitos adversos são esperados.

3.6 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

As metodologias analíticas usadas para as análises de contaminantes foram as recomendadas por órgão internacionais e foram previamente testadas e otimizadas nos laboratórios em que foram realizadas. Todo o controle de qualidade foi realizado para garantir a precisão e exatidão dos dados.

3.7 REFERÊNCIAS

BRYAN, G.W. 1980. Recent trends in research on heavy metal contamination in the sea. Helgoland Marine

Research, 33(1-4): 6-25.

CLARK, R.B. 2001. Marine Pollution. 5ed. Oxford Univ. Press, Oxford. 237 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão *et al.* – São Paulo: CETESB; ANA, Brasília.

FORSTER, I.D.L.; CHARLESWORTH, S.M. 1996. Heavy metals in the hydrological cycle: trends and explanation. *Hydrological Processes*, 10: 227-261.

GAUDETTE, H. FLIGHT, W.R.; TONER, L.; FOLGER, D.W. 1974. An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 49-253.

GEARING, P.J.; GEARING, J.N.; PRUELL, R.J.; WADE, T.L.; QUINN, J.G. 1980. Partitioning of no. 2 fuel oil in controlled estuarine ecosystems. Sediments and suspended particulate matter. *Environmental Science and Technology*, 19: 1129-1136.

HAYNES, D.; JOHNSON, J.E. 2000. Organochlorine, heavy metal and polyaromatic hydrocarbon pollutant concentrations in the Great Barrier Reef (Australia) environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 41: 267-278.

LARSEN, R.K.; BAKER, J.E. 2003. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban atmosphere: a comparison of three methods. *Environmental Science and Technology*, 37: 1873-1881.

LONG, E.R.; MACDONALD, D.D.; SMITH, S.L.; CALDER, F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19(1): 81-97.

MACDONALD, D.D.; CARR, R.S.; CALDER, F.D.; LONG, E.R.; INGERSOLL, C.G. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5(4): 253-78.

McELROY, A.E.; FARRINGTON, J.W.; TEAL, J.M. 1989. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Pp. 1-39. *In*: VARNASI, U. Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC press Boca Ranton, USA.

NEFF, J.M. 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Applied Science Publ. Ltd, NRC 1985, London. 262 p.

NOAA. 1999. Screening Quick Reference Tables. Hazmat Report 99-1, NOAA, Washington. 12 p.

NRC (National Research Council). 1985. Oil in the sea, inputs, fates and effects. National Academy Press, Washington D. C. 602 p.

UNEP (United Nations Environment Programme). 1992. Determinations of petroleum hydrocarbons in sediment. Reference methods for marine pollution studies 20, 97 p.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1996. Method 3050b. Acid digestion of sediments, sludges and soils. Revision 2.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 2007. Method 6010c. Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. Revision 3.

YABE, M.J.S.; OLIVEIRA, E. 1998. Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas. *Química Nova*, 5(21): 551-556.

WANG, J.Z.; GUAN, Y.F.; NI, H.G.; LUO, X.L.; ZENG, E.Y. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine runoff of the Pearl River Delta (China): concentrations, fluxes, and fate. *Environmental Science and Technology*, 41: 5614-5619.



ECOSSISTEMAS E INTERAÇÕES TRÓFICAS

FOTO: MÁRCIA DENADAI

4 – SISTEMA PLANCTÔNICO

Aurea M. Ciotti, Catarina Marcolin, Camila N. Signori, Rubens Lopes, Vivian H. Pellizari

4.1 INTRODUÇÃO

Nos ecossistemas pelágicos, os produtores primários e secundários são compostos por organismos do fitoplâncton e do zooplâncton, respectivamente, sendo somados a eles micro-organismos que contêm principalmente produtores primários de menor tamanho e bactérias heterotróficas. Os componentes do plâncton marinho em regiões tropicais e subtropicais apresentam ciclos de vida curtos (de horas a semanas) e respondem rapidamente às alterações das condições físico-químicas da água. Em ambientes costeiros, os ciclos sazonais de abundância e composição específica do plâncton são geralmente acompanhados por perturbações episódicas importantes. A reduzida capacidade dos organismos planctônicos de se locomoverem em relação às correntes faz da hidrodinâmica local uma forçante primária sobre seus padrões de variabilidade no tempo e no espaço que devem ser considerados nos desenhos amostrais de qualquer projeto de pesquisa.

A Baía do Araçá recebe continuamente massas de água e plâncton do Canal de São Sebastião (CSS) pela ação das marés semi-diurnas, e o CSS recebe por ação dos ventos, massas de água e plâncton da plataforma continental interna adjacente à Ilha de São Sebastião. A literatura disponível, que orientou o primeiro desenho amostral do Módulo Sistema Planctônico, e o panorama sazonal esperado para as massas de água no CSS incluíam a presença de águas mais frias, menos salinas e homogêneas nos meses de outono e inverno, e águas mais quentes e salinas em superfície durante verão, devido à formação de uma termoclina. Nos meses de primavera e verão se esperava que o CSS recebesse pulsos de Água Central do Atlântico Sul (ACAS) junto ao fundo, em condições de ventos de nordeste. Assim, uma de metas principais do módulo incluiu a descrição de um ciclo sazonal para o plâncton no CSS, com ênfase sobre a Baía do Araçá, mas ainda procuramos avaliar variações episódicas guiadas pelo regime de ventos. A existência de uma baía com baixa profundidade adjacente ao CSS, com maior tempo de residência das águas e entrada localizada de nutrientes, nos levou a investigar possíveis diferenças entre o plâncton presente na baía e no canal. Durante o I *Workshop* do projeto, a hidrodinâmica característica dos dois locais e as forçantes físicas episódicas foram discutidas, resultando em alteração do desenho amostral inicialmente proposto.

Os objetivos do módulo Sistema Planctônico foram: descrever a composição em grandes grupos taxonômicos, as variações em biomassa e as atividades metabólicas do plâncton durante um ciclo anual e suas relações com o ambiente físico-químico da Baía do Araçá e do CSS. As metodologias e os procedimentos para atender a esses objetivos foram subdivididos em três componentes: i) micro-organismos (bactérias e arqueias), ii) fitoplâncton e iii) zooplâncton, divisão esta necessária para acomodar as distintas metodologias associadas aos variados tamanhos e abundâncias destes grupos de organismos. Especificamente, procuramos descrever e avaliar:

- a estrutura da comunidade microbiana por métodos moleculares;
- as estimativas das taxas de produção bacteriana heterotrófica e quimiossíntese por incorporação de radioisótopos;

- a abundância e a biomassa em carbono de bactérias e micro-organismos fotossintetizantes de tamanhos inferiores a 20 μm , por citometria de fluxo;
- a concentração de clorofila-*a* em quatro classes de tamanho (pico (<2 μm), ultra (de 2 a 5 μm), nano (de 5 a 20 μm) e microfitoplâncton (>20 μm), sendo estas utilizadas para cálculos da biomassa em carbono dos organismos fotossintetizantes;
- a composição em grandes grupos do nanofitoplâncton e do microfitoplâncton e a composição específica do microfitoplâncton por microscopia ótica;
- as estimativas da produção primária pelo fitoplâncton por técnicas de fluorescência;
- a abundância e a biomassa em carbono do zooplâncton em grandes grupos por análises de imagens digitais.

4.2 CAMPO

4.2.1 Desenho Amostral

Antecipando que nossas observações teriam expressiva variabilidade em curta escala temporal, aguardamos a instalação do fundeio adjacente à entrada da Baía do Araçá para iniciar as coletas do módulo. Coletas piloto definiram a logística, instrumentações e equipes necessárias e, dadas as condições meteorooceanográficas dominantes, amostramos duas seções paralelas ao eixo central do CSS, orientadas de norte para sul: uma no interior da Baía do Araçá entre as isóbaras de 2 a 3 metros, com cinco estações, e outra posicionada entre as isóbaras de 14 a 15 metros, contendo nove estações (Figura 4.1). Em cada campanha, esse desenho amostral foi repetido por três dias consecutivos, de manhã e à tarde, para amostrarmos em alturas de marés e condições de ventos diferentes. As atividades de campo foram realizadas com o auxílio de uma embarcação de médio porte. Dois pontos de coleta, identificados como estações 1 e 16 no mapa da Figura 4.1, foram adicionados ao desenho amostral, coletando-se amostras do interior da Baía do Araçá e do CSS, obtidas com o auxílio de uma embarcação de menor porte.

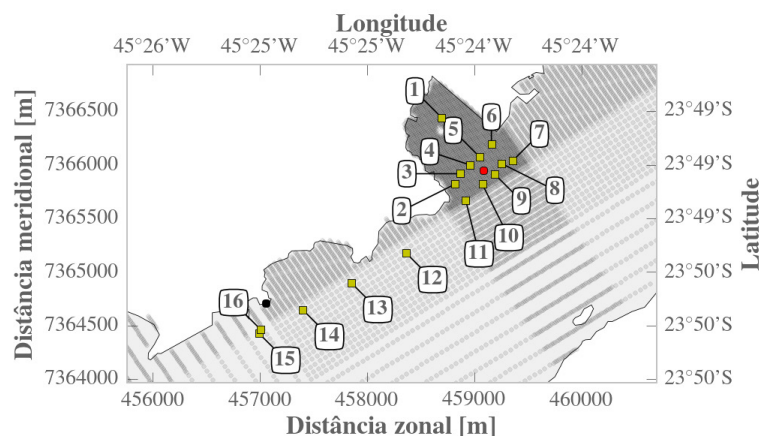


Figura 4.1. Mapa da Baía do Araçá e do Canal de São Sebastião. Os pontos amarelos indicam a localização média das estações; o ponto vermelho, a localização do fundeio; o ponto preto, a localização da estação meteorológica. Os pontos cinza indicam os nós da grade do modelo numérico (ver capítulo 1). A estação 1 tem posição fictícia no mapa, e foi associada a um ponto central da Baía do Araçá durante marés altas. Na realidade, a estação 1 corresponde a um conjunto de amostras de água de iguais volumes obtidas, aproximadamente, nas posições das estações 2, 4 e 6 com outra embarcação no início das coletas do período (isto é, manhã ou tarde de cada dia). Já a estação 16 representa uma mistura de iguais volumes de três lançamentos independentes de garrafas para coleta de água na mesma posição da estação 15,

igualmente realizada com uma outra embarcação cerca de uma hora antes do término previsto para o final da coleta de cada período. A atribuição de um número de estação para essas duas amostras específicas foi necessária para sua inclusão na base de dados, uma vez que, além de suas características próprias, foram coletadas em horários distintos.

4.2.2 Metadados e informações gerais sobre a qualidade da água

O desenho amostral proveu dados georreferenciados de temperatura e salinidade, bem como estimativas de concentração de clorofila-*a*, que foram os descritores escolhidos para a análise da qualidade da água em cada período de coleta. Intercalados a estes, escolhemos os pontos que atenderiam aos objetivos específicos (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Variáveis amostradas em cada período por ponto de coleta (Figura 4.1). Em todas as estações foram realizados perfis verticais de temperatura, salinidade e fluorescência da clorofila-*a*. As amostras de água foram obtidas com lançamentos de garrafas tipo Van Dorn. Nas estações do interior da baía, as coletas foram fixadas na profundidade de 1 metro, e nas demais estações, padronizamos coletas em três pontos discretos pré-determinados: Superfície (sempre a 1 metro), Meio e Fundo (sendo os dois últimos selecionados de acordo com a profundidade do local).

Estações	Variáveis
2, 4, 6, 7, 9, 11, 13 e 15	<ul style="list-style-type: none"> - nutrientes inorgânicos - clorofila-<i>a</i> total - abundância e biomassa do zooplâncton (em grandes grupos)
2, 6, 7, 11	<ul style="list-style-type: none"> - abundâncias e biomassas de bactérias e micro-organismos fotossintetizantes (<10 µm) - estrutura da comunidade microbiana
1 e 16, 7, 9, 11, e 13	<ul style="list-style-type: none"> - composição do fitoplâncton >10 µm (em grandes grupos)
1 e 16	<ul style="list-style-type: none"> - nutrientes inorgânicos - clorofila-<i>a</i> e biomassa do fitoplâncton <2 µm, de 2 a 5 µm, de 5 a 20 µm e >20 µm - composição específica do fitoplâncton >20 µm - taxas de produção bacteriana e quimiossíntese - produção primária

Em ambientes onde as correntes superficiais são importantes, é imprescindível monitorar com GPS a posição da embarcação para evitar que amostras referentes a um mesmo ponto sejam coletadas em pontos distintos. Neste projeto constatamos que o tempo estacionário das embarcações se reduziu consideravelmente quando conduzimos uma sequência de atividades repetidas (ver abaixo) por estação e o preparo antecipado dos frascos e planilhas. O tempo total para execução do desenho amostral foi planejado para não exceder 4 horas, considerando-se em média, 15 minutos por estação. A sequência de atividades adotada nas

amostragens, sempre com o registro de horários, foi:

- chegada ao ponto – registro da posição e horário iniciais;
- lançamento simultâneo de CTD, fluorímetros e garrafas para amostras de água;
- lançamento de redes de plâncton e pré-processamento de amostras;
- navegação e pré-processamento de amostras.

É importante que os relógios da equipe, computadores e instrumentos estejam sincronizados, e recomenda-se sempre utilizar horários GMT, registrando ainda o nome dos arquivos gerados durante as estações de coleta.

Para todas as metodologias escolhidas, o armazenamento de água do mar por mais de 30 minutos em galões ou garrafas térmicas deve ser sempre evitado. Assim, imediatamente após as coletas com garrafas Van Dorn, alíquotas de amostras íntegras foram acondicionadas em frascos pré-numerados contendo, ou não, fixadores ou reagentes, como descrito a seguir:

- para análises de abundância das bactérias e micro-organismos fotossintetizantes (tamanhos inferiores a 20 μm) pela citometria de fluxo, foram conservados 1,5 mL de amostras de água em triplicata com glutaraldeído (0,1% de concentração final) em criotubos e colocadas em nitrogênio líquido até o período das análises laboratoriais;

- para auxiliar na correção das medidas de fluorescência registradas durante os perfis verticais, alíquotas de 25 mL de amostras foram utilizadas para medir a fluorescência natural com um fluorímetro portátil, após serem mantidas em frascos totalmente escuros por 30 minutos. Com esse procedimento os efeitos da irradiância diferencial entre as profundidades e diferentes horas do dia são minimizados (Lazar 1999, Maxwell & Johnson 2000).

A análise de algumas das variáveis de interesse ao projeto demandou a concentração ou separação física de partículas das amostras de água. Assim:

- para o estudo da estrutura da comunidade microbiana, 1 litro de água do mar foi filtrado em membranas de policarbonato de 0,2 μm (Millipore), com auxílio de uma bomba peristáltica. As membranas foram acondicionadas em tubos criogênicos e conservadas em nitrogênio líquido;

- amostras para as análises das concentrações de nutrientes inorgânicos e da concentração de clorofila-*a* foram processadas conjuntamente. Cerca de 500 mL de amostras foram reservadas e concentradas em filtros de fibra de vidro GF/F (Whatman, porosidade nominal 0,7 μm) com auxílio de uma bomba a vácuo operando em baixa pressão. As filtrações foram feitas ao abrigo da luz e os filtrados foram acondicionados em gelo em frascos de poliestireno de 200 mL para análise dos nutrientes. O material retido nos filtros foi utilizado para análise de clorofila-*a*, sendo o material retido nos filtros extraídos em 5 mL de uma solução pré-resfriada (em freezer por pelo menos 8 horas) de acetona 90% e óxido de dimetil sulfato (6:4 em volume, Shoaf & Liem 1976), em *vials* escuros de cintilação de borosilicato, mantidos em baixa temperatura a bordo, e transferidos para um freezer em laboratório, para completar a extração por 24 horas;

- a identificação dos organismos fitoplanctônicos, do nanoplâncton (5-20 μm) e do microfitoplâncton (>20 μm) e suas análises quantitativas foram feitas a partir da concentração de 2 litros de água do mar por meio de filtração reversa em malha de 5 μm , para um volume final de 100 mL. As amostras concentradas foram preservadas em formaldeído neutralizado com hexametilenotetramina (solução final 0,4%);

- as amostras de zooplâncton foram coletadas por meio de arrastos verticais de toda a coluna de água em cada estação amostrada utilizando uma rede cônica com malha de 100 μm . O volume filtrado pela rede foi estimado multiplicando-se a profundidade do arrasto (m) pela área da boca da rede (m^2). Nas estações internas da Baía do Araújo, onde a profundidade era reduzida, foi necessário executar arrastos horizontais em

sub-superfície. Neste caso, o volume filtrado pela rede foi estimado multiplicando-se a extensão horizontal do arrasto (m), definida como o comprimento do cabo arrastado, pela área da boca da rede (m²). As amostras foram imediatamente preservadas em formaldeído 4%, diluído em água do mar do local.

A proximidade e a logística disponíveis no CEBIMar (Figura 4.1) permitiram a utilização de uma embarcação de menor porte para coleta e transporte imediato de amostras aos laboratórios (estações 1 e 16, ver Tabela 4.1).

4.3 ATIVIDADES EM LABORATÓRIO

4.3.1 Concentração de nutrientes inorgânicos

Após cada período de coleta (isto é, manhã ou tarde de cada dia), as amostras foram analisadas em um auto-analisador FIAstar 5000 (*Foss Tecator*, Denmark), montado em um laboratório no CEBIMar. Este sistema totalmente automatizado utiliza métodos aprovados pela ISO (<http://www.foss.dk>). As análises seguiram as especificações e recomendações da FOSS, como segue: nitrito AP 200 (ISO 13395:1996, revisão 2, limite de detecção de 0,02 µmol l⁻¹); nitrato AP 5201 (ISO 13395:1996, revisão 2, limite de detecção de 0,11 µmol l⁻¹); silicato AP 5250 (FDIS 16264, revisão 2002-10-23, limite de detecção de 0,50 µmol l⁻¹). Em alguns momentos, devido à indisponibilidade do instrumento, as amostras foram congeladas a -20°C e processadas posteriormente.

4.3.2 Estrutura da comunidade microbiana

Testes com as amostras, durante as coletas piloto, seguiram o método de *fingerprinting*, sendo analisadas por eletroforese em gel de gradiente de desnaturação (DGGE). Essa técnica foi selecionada por não haver dados pretéritos sobre a comunidade microbiana do Araçá, por ser mais barata e generalista, além de bastante utilizada em Ecologia Microbiana (Muyzer 1999). Neste caso, para amplificação do DNA, foi feita a reação em cadeia da polimerase (PCR) com uso dos primers 338FGC e 518R para Bacteria, e 344Fe 958R para Archaea (Muyzer *et al.* 1993, Muyzer & Smalla 1998). O DGGE foi realizado em um sistema Dcode Universal Mutation Detection System (Bio-Rad Laboratories, USA). Os resultados obtidos demonstraram não haver grande variação da estrutura da comunidade bacteriana entre os pontos de coleta.

Nas coletas subsequentes, a diversidade microbiana foi avaliada pelo metagenoma taxonômico, empregando-se o sequenciamento de nova geração (NGS) do gene RNAr 16S, a partir do DNA genômico total das amostras concentradas em campo, e o uso da plataforma Illumina Miseq (Caporaso *et al.* 2012, Kozich *et al.* 2013). Optou-se por essas técnicas pelos seguintes motivos: o NGS é um método mais atual e com potencial de publicação; o nível taxonômico a que se chega é bem mais refinado do que com os métodos de *fingerprinting*, com o qual se analisam os perfis de comunidade. Além disso, tendo em vista que as arqueias não foram relevantes nas amostras coletadas no Araçá, focou-se no sequenciamento apenas de bactérias.

Para a extração e purificação do DNA, optou-se pelo uso dos kits comerciais Qiagen Dneasy Tissue e Zymo DNAClean & Concentrator, por serem apropriados para as regiões costeiras. Para a amplificação das regiões V3 e V4 do gene do RNAr 16S de Bacteria foram selecionados os *primers* 341F e 785R, por possibilitarem alta cobertura e boa representatividade da diversidade bacteriana (Klindworth *et al.* 2013). As condições de amplificação, a partir de 5 ng de DNA genômico extraído, foram seguidas de acordo com o protocolo padrão disponível pela Illumina Inc. (San Diego, CA, USA) (http://support.illumina.com/documents/documentation/chemistry_documentation/16s/16s-metagenomic-library-prep-guide-15044223-b.pdf).

A qualidade das bibliotecas foi verificada por meio do Bioanalyzer 2100 (Agilent Technologies),

utilizando-se o chip Bioanalyzer DNA 1000 (Agilent Technologies), no Centro Avançado de Tecnologias em Genômica (CATG-USP) e a quantificação foi feita com uso do fluorômetro Qubit 1.0 e o kit QubitdsDNA HS Assay (LifeTechnologies, USA). As bibliotecas foram normalizadas e reunidas em um único microtubo (Eppendorf) para o sequenciamento em plataforma Illumina Miseq (Figura 4.2) pela empresa Macrogen Kore (<http://dna.macrogen.com/eng/>).

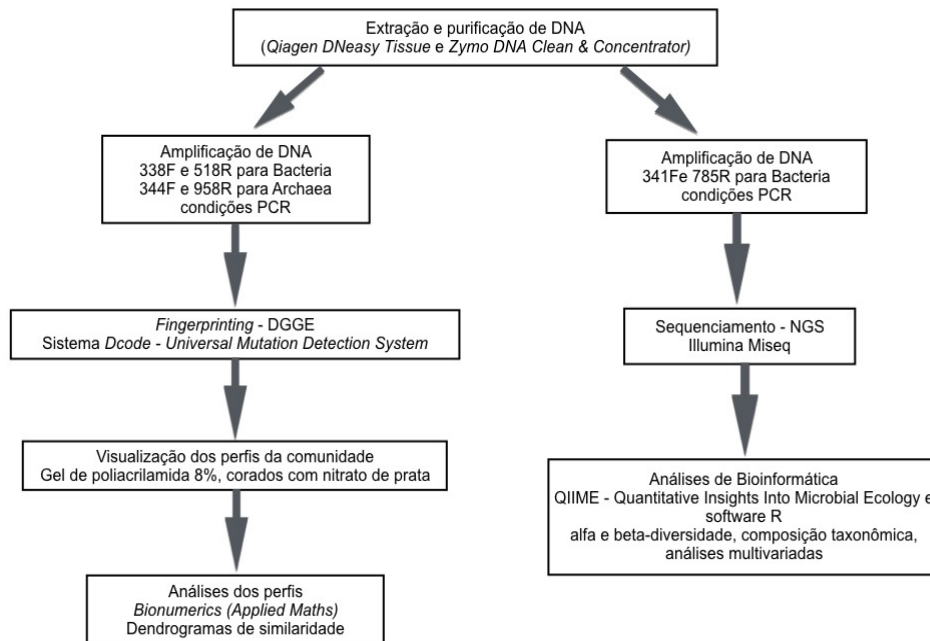


Figura 4.2. Síntese dos protocolos de análise das comunidades microbianas desde a extração e purificação do DNA até as análises estatísticas dos dados. Métodos para o estudo microbiano da Baía do Araçá: *fingerprinting* DGGE (à esquerda) e sequenciamento do gene 16S RNAr (à direita).

4.3.3 Produção bacteriana heterotrófica

Foi utilizado o método de incorporação da leucina marcada com radioisótopo (^3H -leucina), introduzido por Kirchman *et al.* (1985) e modificado por Smith & Azam (1992). Esse método é bastante citado na literatura e já foi aplicado para a análise da produção bacteriana heterotrófica de outras baías costeiras (ex. Cole *et al.* 1988, Gonzalez *et al.* 2000, Revilla *et al.* 2000, Casamayor *et al.* 2001, Barrera-Alba *et al.* 2008, Guenther *et al.* 2008, Signori 2014). No caso da Baía do Araçá, utilizou-se o tempo de incubação no escuro por 40 minutos, normalmente usado para ecossistemas costeiros. Os resultados em desintegrações por minuto (dpm) obtidos no cintilador líquido (*Packard Tricarb 2100TR*) foram convertidos em taxas de produção ($\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$) segundo Wetzel & Linkens (1991) e Smith & Azam (1992).

4.3.4 Taxas de quimiossíntese

As estimativas da Produção Primária foram feitas pela incorporação do carbono inorgânico $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$, método originalmente proposto por Steemann-Nielsen (1952) e descrito por Strickland & Parsons (1972). Alguns estudos mais recentes em Oceanografia também utilizaram esse método (ex. García-Cantizano *et al.* 2005, Casamayor *et al.* 2008, Molari *et al.* 2013). Essa estimativa se baseia no pressuposto de que as

porcentagens de assimilação de ^{12}C (isótopo mais abundante de carbono) e de ^{14}C (radioisótopo) pelos organismos são proporcionais em relação a sua disponibilidade (Steemann-Nielsen 1951). A incubação no escuro teve duração de 4 horas, em temperatura semelhante à da estação amostral. As análises no cintilador líquido foram realizadas no Laboratório de Biogeoquímica (Universidade Federal do Rio de Janeiro) e os resultados, obtidos em dpm, foram transformados em valores de assimilação de carbono e usados para o cálculo das taxas quimiossintéticas, expressas em $\mu\text{gC L}^{-1} \text{h}^{-1}$.

4.3.5 Concentração da Clorofila-*a* total e em classes de tamanho

Após a extração da clorofila dos filtros, por 24 horas em freezer (iniciadas a bordo), as fluorescências dos extratos foram lidas em fluorímetro (Turner Designs, modelo Trilogy), previamente calibrado com extrato de clorofila-*a* pura (C6144 SIGMA – ALDRICH®), e equipado com filtros e lâmpadas para o método de Welschmeyer (1994) que dispensa a acidificação dos extratos, como na metodologia clássica (Holm-Hansen *et al.* 1965). As amostras íntegras representam a concentração de clorofila-*a* total da comunidade.

O fracionamento das amostras foi feito por separação física das amostras íntegras utilizando-se malhas de náilon ou filtros de policarbonato com 47 mm de diâmetro e 20, 5 e 2 μm de poro, considerando-se cada filtrado como uma nova amostra. Esta nova amostra foi concentrada em um novo filtro GF/F, o qual foi tratado como descrito anteriormente. As concentrações de clorofila-*a* por classes de tamanho (mg m^{-3}) foram computadas de acordo com as equações:

- (1) $\text{Cla_micro} = \text{Cla_total} - \text{filtrado de } 20 \mu\text{m};$
- (2) $\text{Cla_nano} = \text{filtrado de } 20 \mu\text{m} - \text{filtrado de } 5 \mu\text{m};$
- (3) $\text{Cla_ultra} = \text{filtrado de } 5 \mu\text{m} - \text{filtrado de } 2 \mu\text{m};$
- (4) $\text{Cla_pico} = \text{filtrado de } 2 \mu\text{m}.$

Os valores de biomassa do fitoplâncton são estimados a partir das frações de tamanho da clorofila-*a* pela multiplicação de um fator que depende não só do tamanho como também do grupo taxonômico, e em geral variam em duas ordens de magnitude.

4.3.6 Abundância e biomassa de bactérias e micro-organismos fotossintetizantes <20 μm .

O citômetro de fluxo foi apenas recentemente incorporado ao acervo de instrumentos utilizados pelos grupos de pesquisa que estudam a diversidade de micro-organismos marinhos no Brasil. Seus princípios se baseiam na detecção de partículas fluorescentes, hidrodinamicamente alinhadas por um fluxo, no qual se registram, para cada partícula, além da fluorescência em comprimentos de onda específicos, propriedades ópticas que permitem inferir o tamanho e a complexidade dessa partícula (ver detalhes em Marie *et al.* 2005). Esse instrumento toma o lugar das análises dos micro-organismos por microscopia de epifluorescência e é utilizado para quantificar micro-organismos de pequeno tamanho. Utilizamos um citômetro de fluxo BD Accuri C6 (BD Biosciences, EUA) para determinar as concentrações das cianobactérias *Synechococcus* sp. (SYN), do nanoplâncton eucarioto (2-5 μm , NANOEUUK), do picoplâncton eucarioto ($\leq 2 \mu\text{m}$, PEUK) e das bactérias heterotróficas totais (HBAC), seguindo os protocolos de Marie *et al.* (1997, 2005). A biomassa de SYN, PEUK e HBAC foi calculada a partir dos dados de abundância gerados pelo citômetro de fluxo, de acordo com os fatores de conversão volume-carbono de Buitenhuis *et al.* (2012) para SYN (255 fgC cél^{-1}) e PEUK (2590 fgC cél^{-1}), e de Lee & Fuhrman (1987) para HBAC (20 fgC cél^{-1}).

4.3.7 Composição taxonômica do fitoplâncton

As análises das amostras compostas (ver Tabela 4.1) foram efetuadas em microscópio óptico invertido (ZEISS-Axio® *Observer D1*) equipado com contraste de fase e DIC (*Differential Interference Contrast*), sob aumento de 400X (nanoplâncton) e 200X (microfitoplâncton), a partir de alíquotas de 10 mL colocadas em câmaras de sedimentação (Utermöhl 1958). Os organismos foram identificados a nível de espécies sempre que possível, com base em bibliografia especializada, seguindo as nomenclaturas do banco de dados *Algae Base* (www.algaebase.org). A estimativa da densidade celular, expressa em células por litro (cel l⁻¹), ou tricomas no caso das cianobactérias (tricomas l⁻¹) seguiram as recomendações de Lund *et al.* (1958).

Para os demais pontos de coleta (ver Tabela 4.1), optamos por seguir a classificação em grandes grupos taxonômicos, que chamamos de classificação rápida, que consiste em uma adaptação à metodologia clássica de Utermöhl (1958) e que permite a quantificação de uma amostra completa em um período de, no máximo, 2 horas. Para tanto, foi necessário o uso de 3 câmaras de sedimentação por amostra (Tabela 4.2), sendo os organismos enumerados de acordo com os grupos de tamanho a que pertenciam (Tabela 4.3). Optamos por destacar apenas alguns gêneros de organismos maiores, cuja ocorrência é conhecida para a região ou que potencialmente florescem, para iniciar uma base de dados destinada a seu monitoramento.

Tabela 4.2. Procedimentos para a enumeração do fitoplâncton em grandes grupos por meio da classificação rápida.

Classe de tamanho	5-10 µm	11-20 µm	>20 µm
Volume e tempo de sedimentação	2 ml 2h	5 ml 4h	10 ml 8h
Número de campos aleatórios e aumento	10 400x	20 400x	30 200x

Tabela 4.3. Grupos taxonômicos enumerados (células l-1 ou Tricomas l-1) segundo as classes de tamanho descritas na Tabela 4.2. Apenas alguns gêneros em destaque foram identificados e quantificados separadamente.

Grupos taxonômicos	Sigla	Descrição	Destaque (>20 µm)
Diatomácea isolada	DI	Células individuais de diatomáceas cêntricas ou penatas.	<i>Hemialus</i> <i>Rhizosolenia</i>
Diatomácea em cadeia	DC	Duas ou mais células de diatomáceas cêntricas ou penatas em cadeia	<i>Climacodium</i> <i>Chaetoceros</i> <i>Asterionellopsis</i> <i>Pseudo-nitzschia</i>
Dinoflagelado tecido	DT	Células individuais ou em cadeia	<i>Alexandrium</i> <i>Dynophysis</i>
Dinoflagelado Atecado	DA	Células individuais ou em cadeia	
Flagelado	FL	Células individuais	
Cocolitoforídeo	CO	Células individuais	
Cianobactéria	CI	Células individuais em cadeia ou colônias	<i>Trichodesmium</i> <i>Richelia</i>
Silicoflagelado	SI	Células individuais	
Outros	OT	Células individuais não identificadas caracterizadas por seus morfotipos	

4.3.8 Taxas de produção primária

O método padrão utilizado para mensurar as taxas de produção primária nos oceanos é o da incorporação de carbono radioativo (^{14}C), proposto por Steeman-Nielsen (1952), e seus resultados têm sido discutidos por muitas décadas (ver Bender 1987). Uma grande desvantagem da técnica de ^{14}C , é a necessidade de incubações que, além de limitar a escala de tempo e de espaço na condução dos estudos, exigem manipulação direta das amostras, devido à inoculação de radioativo. Métodos não invasivos, baseados na fluorescência ativa da clorofila-*a* de amostras naturais, foram propostos (Kolber & Falkowski 1993) e têm sido amplamente usados, fundamentando-se em quantificar a energia emitida pelos fotossistemas das células durante o processo de fotossíntese (ver discussão em Suggett *et al.* 2010).

Os protocolos para a conversão entre as medidas de fluorescência ativa e as taxas de produção primária dependem, em grande parte, do instrumento utilizado, mas todos, em primeira ordem, utilizam os valores obtidos para a taxa de transferência de elétrons (ETR) durante o processo de fotossíntese e os fundamentos descritos pelo modelo de Kolber & Falkowski (1993).

Durante o projeto *Biota-Araçá*, utilizamos o fluorímetro de bancada *Fluorescence Induction and Relaxation System* (FIRE, Satlantic Inc.) que foi desenvolvido a partir do trabalho de Gorbunov & Falkowski (2004). As medidas obtidas por esse instrumento consistem no registro da intensidade da fluorescência no tempo, após a exposição da amostra a um pulso de luz saturante. A fluorescência registrada no tempo inicial (F_0), ou seja, antes do pulso saturante, se refere ao valor da fluorescência da amostra aclimatada ao escuro. A partir

do pulso de luz, é produzida uma curva de fluorescência em função do tempo e, no FIRE especificamente, o ajuste dessa curva a uma função matemática, produz, além de F_0 , dois parâmetros; F_m : valor máximo de fluorescência após o pulso de luz; e σ_{PSII} : área efetiva de absorção de luz pelo fotossistema II. A fluorescência variável é a diferença entre a fluorescência máxima e a inicial (isto é, $F_v = F_m - F_0$), e os valores de ETR, designados ETR_{PSII} , que se referem apenas à transferência de elétrons do fotossistema II, são calculados segundo:

$$\text{ETR}_{\text{PSII}} = \sigma_{\text{PSII}} \cdot q_p \cdot F_v/F_m \cdot E_{\text{PAR}}$$

em que E_{PAR} é a irradiância e q_p é denominado *quenching* fotoquímico, o qual advém de cálculos posteriores que derivam de experimentos conduzidos em um gradiente de irradiâncias; na metodologia tradicional, utilizando-se medidas de ^{14}C , é conhecida como curva de fotossíntese *versus* irradiância (Jassby & Platt 1976).

Uma vez obtidos os valores de ETR_{PSII} , as taxas de incorporação de carbono pelo fitoplâncton são estimadas de acordo com a equação abaixo:

$$P_c = \text{ETR}_{\text{PSII}} \cdot \Phi_e \cdot \text{PQ}^{-1},$$

em que, Φ_e é a razão de elétrons transferidos por cada molécula de O_2 produzida ($\text{mol O}_2 [\text{mol elétron}]^{-1}$) e PQ (Coeficiente Fotossintético) é a razão entre o O_2 produzido e o CO_2 incorporado ($\text{mol O}_2 [\text{mol C}]^{-1}$). Maiores detalhes sobre os procedimentos de campo e de laboratório utilizados durante o projeto *Biota-Araçá* para as estimativas de produção primária do fitoplâncton por fluorimetria ativa, assim como outras taxas necessárias, se encontram em Giannini & Ciotti (2016).

4.3.9 Abundância e biomassa do zooplâncton em grandes grupos

A análise da abundância e da composição específica do zooplâncton é geralmente realizada a partir de amostras fixadas, em microscópio estereoscópico. Esta técnica é dispendiosa em termos de tempo e de recursos humanos, particularmente para estimativas de biomassa, que demandam medidas morfométricas de diversos indivíduos de cada espécie identificada. Muitos equipamentos óticos disponíveis atualmente combinam a aquisição de imagens de alta resolução com ferramentas de visão computacional. Entre eles, o ZooScan (Gorsky *et al.* 2010) vem sendo utilizado com sucesso para análise rápida de amostras fixadas de zooplâncton. O ZooScan produz imagens detalhadas de organismos $>300 \mu\text{m}$ que são, traduzidas em informações numéricas sobre a abundância, biomassa, espectro de tamanho e classificação taxonômica em grandes grupos, via algoritmos computacionais. No presente projeto, a utilização do ZooScan permitiu a geração de dados inéditos sobre a biomassa do zooplâncton, discriminada por grupos taxonômicos, para subsidiar os modelos ecológicos, retratando as interações tróficas na Baía do Araçá e nas áreas adjacentes.

O ZooScan funciona como um *scanner* à prova de água. A amostra de zooplâncton ou suas alíquotas são transferidas para a área de escaneamento e digitalizadas com resolução de 2400 dpi. Os organismos medindo acima de $300 \mu\text{m}$ são segmentados e suas características morfométricas são extraídas e as vinhetas de suas imagens individuais são disponibilizadas para a criação de uma base de treinamento. Esta serve como referência para algoritmos de classificação automática (Gorsky *et al.* 2010). Após a classificação automática, as vinhetas são inspecionadas, e em caso de alocação em categorias taxonômicas incorretas, um especialista realiza as correções manualmente, e uma classificação definitiva, totalmente validada, é gerada pelo programa. Este é composto por *plugins* do *software* ImageJ, associado ao *software* Plankton Identifier, derivado do programa Tanagra (Gorsky *et al.* 2010).

Preparo das amostras e análise de imagens do ZooScan

Cada amostra de plâncton preservada foi passada por uma peneira com 40 μm de tamanho de malha para remover o formaldeído. A amostra foi transferida para água destilada e foram extraídas alíquotas variando de 1/2 a 1/64 da amostra, utilizando um divisor Motoda (Omori & Ikeda 1984). As alíquotas foram escaneadas com o ZooScan para a obtenção de imagens digitais das amostras de plâncton. O modelo *Biotom* foi utilizado em associação com a versão mais recente do Zooprocess no momento da análise. O Zooprocess é um *plugin* específico para o ImageJ (<http://rsb.info.nih.gov/ij/>), desenvolvido para a análise de imagens do plâncton. A resolução das imagens obtidas com o ZooScan foi de 2400 dpi, fornecendo uma imagem digital de 16 bits. Maiores detalhes sobre o sistema ZooScan podem ser encontrados em Gorsky *et al.* (2010) e Grosjean *et al.* (2004). Em seguida apresentamos o procedimento adotado para as amostras do projeto:

- a) Captura e processamento de uma imagem em branco, utilizando água destilada, a cada quatro escaneamentos;
- b) A alíquota de cada amostra foi transferida para o ZooScan contendo uma placa de acrílico para delimitar o tamanho da superfície de escaneamento;
- c) Organismos que estavam se tocando foram manualmente separados na área de escaneamento e das bordas da placa de acrílico antes do escaneamento. A separação manual durou aproximadamente 15 minutos por alíquota;
- d) A alíquota foi escaneada, sendo a imagem resultante foi normalizada para obtenção de uma escala de cinza completa, o que permite a troca de imagens e de bases de treinamento entre diferentes laboratórios;
- e) As imagens foram processadas, extraíndo o fundo e removendo as bordas da placa de acrílico, em *batch mode*, ou seja, em batelada, durante a noite após o dia de trabalho;
- f) Objetos individuais, ou seja, vinhetas, foram extraídas usando o *software* livre Plankton Identifier (disponível em www.zooscan.com);
- g) Uma base de treinamento foi construída selecionando imagens para compor as pastas (categorias) referentes aos grupos taxonômicos, incluindo categorias para detritos, fibras e carcaças. Os nomes das categorias descritas nas pastas não devem ser extensos, evitando-se espaços, acentos ou parênteses;
- h) A base de treinamento consistiu de um conjunto de dados de imagens de cada grupo taxonômico, ou categoria de partícula. Conforme recomendação de Gorsky *et al.* (2010), 200–300 vinhetas foram selecionadas em cada categoria, sempre que possível. A precisão na identificação depende das habilidades do taxonomista, da diversidade local e das restrições impostas pela análise de uma imagem estática dos organismos;
- i) Recomendamos o uso de bases de treinamento diferentes se houver muita variação na distribuição de tamanhos e na composição do zooplâncton. Diferentes categorias para organismos em posição ventral e lateral foram também incluídas na análise;
- j) Um classificador e uma matriz de confusão foram construídos. O classificador passou por validação cruzada para avaliar a eficiência da base de treinamento. Em seguida as categorias com muita contaminação e baixo número de acertos foram melhoradas pela adição/remoção de vinhetas;
- k) O algoritmo *Random Forest* foi utilizado para prever a classificação automática dos objetos;
- l) As características das imagens consideradas pelo algoritmo foram as mesmas recomendadas por Gorsky *et al.* (2010);

m) As vinhetas foram extraídas para as respectivas categorias, classificadas de acordo com a predição;

n) Todas as amostras foram manualmente validadas utilizando o *software* XnView (www.xnview.com), movendo os organismos/partículas classificados erroneamente para as pastas corretas, corrigindo eventuais erros de classificação;

o) Um novo arquivo .txt com a classificação validada foi criado, contendo a classificação e as métricas (em pixels) para cada vinheta. Os parâmetros de tamanho (diâmetro esférico equivalente, comprimento *feret*, área excluída, etc.) foram então convertidos de pixel para micrômetro usando a razão de 1,0 pixel: 10,58 µm, de acordo com a resolução do escâner (Grosjean *et al.* 2004).

As planilhas com os dados validados foram analisadas utilizando rotina desenvolvida no Matlab® para cálculo da abundância e biomassa do zooplâncton.

Cálculo de abundância e biomassa

A partir dos dados resultantes da classificação automática após a validação, a abundância e a biomassa foram estimadas de acordo com a fórmula:

$$\text{Abundância ou biomassa} = \frac{n \cdot al}{\text{Volume filtrado (m}^3\text{)}}$$

onde, n = número de organismos ou biomassa de organismos e al = alíquota. A biomassa, ou seja, peso em carbono, foi estimada para cada grupo taxonômico de acordo com equações de regressão que relacionam tamanho, área ou volume ao peso (Tabela 4.4). Tal abordagem tem sido aplicada em outros estudos executados próximos ao Canal de São Sebastião (Oliveira 2009) e em outras regiões (Bell & Hopcroft 2008, Irigoien *et al.* 2009).

Tabela 4.4. Equações de regressão usadas para estimar o peso em carbono ($\mu\text{g C}$) a partir do tamanho para diferentes grupos taxonômicos. A: área; L: comprimento; V: volume definido como $4/3 * \pi * (\text{comprimento } feret/2)^3$; L_{TR} : comprimento do tronco. Comprimento *feret* se refere à maior distância entre dois pontos considerando os limites da partícula (Gorsky *et al.* 2010).

Grupo	Equação	Referências
Foraminiferida	$V \text{ cm}^3 * 89$	Henjes (2004)
Bryozoa	$43,38 * A \text{ mm}^{2,54} * 0,432$	Uye (1982) e Lehette & Hernández-León (2006)
Echinodermatha	$43,38 * A \text{ mm}^{2,54} * 0,432$	
Copepoda	$45,25 * A \text{ mm}^{2,59} * 0,455$	
Cladocera	$43,97 * A \text{ mm}^{2,52} * 0,481$	
Polychaeta	$43,38 * A \text{ mm}^{2,54} * 0,299$	
Ostracoda	$99,46 * A \text{ mm}^{2,28} * 0,369$	
Mollusca	$43,38 * A \text{ mm}^{2,54} * 0,227$	
Peracarida	$49,58 * A \text{ mm}^{2,48} * 0,407$	Lehette & Hernández-León (2006) e Davis & Wiebe (1985)
Chaetognatha	$23,45 * A \text{ mm}^{2,19} * 0,283$	
Decapoda e Euphausiacea	$49,58 * A \text{ mm}^{2,48} * 0,407$	Lehette & Hernández-León (2006) Beers (1966)
Siphonophora	$43,17 * A \text{ mm}^{2,02} * 0,109$	
Outros Cnidaria	$43,17 * A \text{ mm}^{2,02} * 0,072$	Lehette & Hernández-León (2006)
Thaliacea	$0,3396 * A \text{ mm}^{2,642}$	Gibson & Paffenhöfer (2002)
Appendicularia	$2,62 * 10^{-8} * L_{TR} \mu\text{m}^{2,83}$	Sato <i>et al.</i> (2001)

4.4 BANCO DE DADOS

Optamos por preparar nossa base de dados seguindo o formato proposto pelo projeto *Ocean Data View* (ODV), que é um pacote disponível livremente para todos os sistemas operacionais (<https://odv.awi.de/>). O pacote foi especialmente desenhado para lidar com amostras de estações oceanográficas e requer que os dados de cada estação estejam descritos por meta-dados padronizados, a saber: Nome da campanha de coleta; Dia/mês/ano; Longitude; Latitude; Hora decimal (GMT); Profundidade Local e Profundidade das amostras. A base pode ser exportada como arquivo texto e, assim, ser explorada facilmente por programas estatísticos de diversas plataformas. Os perfis de CTDs serviram como representativos para os meta-dados atribuídos a cada estação de coleta, e a base foi formada seguindo a:

- importação dos dados dos instrumentos utilizados (CTD e fluorímetros), selecionando apenas os dados referentes à descida dos mesmos;
- atribuição de número da estação, profundidade local, latitude, longitude, a partir das tabelas de campo e, verificação do horários em que os arquivos dos instrumentos foram criados;
- exclusão manual de dados espúrios a partir de análise visual dos perfis de cada variável;

- cálculo de médias em caixa (*bins*) a cada intervalo de profundidade de 0,25 m para interpolação (*spline* cúbico) dos valores médios de cada *bin*; exclusão dos dados com profundidades < 0,5m;
- cálculo das médias de latitude, longitude e tempo para cada estação no caso de haver mais de um perfil vertical por estação;
- calibração da Fluorescência com os dados de campo.

Uma vez formada a base de dados de cada campanha, contendo os valores médios e interpolados para cada 0,25 m, na vertical, para cada estação de coleta (em cada período e dia), importamos os valores das variáveis finais de interesse observadas em cada profundidade.

4.5 ANÁLISE DOS DADOS

Nosso objetivo principal foi comparar as composições e abundâncias dos três grupos descritos como plâncton no tempo e no espaço, contrastando com o que encontramos na Baía do Araçá e no CSS. Assim, as variáveis biológicas medidas foram comparadas por estatísticas descritivas uni- (*e.g.*, testes t) e multivariadas (*e.g.*, Análise de Agrupamento (Cluster), análise de componentes principais (PCA), regressões múltiplas), disponíveis em pacotes de programas estatísticos ou rotinas validadas em R, Python ou Matlab[®]. Para alguns dos métodos, análises mais específicas foram empregadas, como descritas abaixo.

4.5.1 Estrutura da comunidade microbiana

Mudanças temporais e espaciais da comunidade microbiana nas amostras de *fingerprinting*, obtidas pela técnica de DGGE, foram analisadas empregando o *software* *Bionumerics* (*Applied Maths*), a partir de dendrogramas de similaridade, segundo Schäfer & Muyzer (2001).

Para o alinhamento das sequências, construção da matriz de distância, separação das sequências em unidades taxonômicas operacionais (OTUs) e cálculo dos índices de diversidade (Caporaso *et al.* 2010), foram analisados os dados de metagenoma taxonômico, obtidos a partir do sequenciamento do gene RNAr 16S, utilizando-se o *software* QIIME (*Quantitative Insights Into Microbial Ecology*) e o banco de dados SILVA (Yilmaz *et al.* 2014).

A riqueza foi estimada pelos índices ACE e Chao1 e a diversidade alfa foi calculada pelos índices de Simpson e Shannon (Schloss *et al.* 2009). Adicionalmente, as amostras foram comparadas com índices de diversidade beta – Parcimônia (ou teste-P) e UniFrac (Lozupone & Knight 2005, Schloss *et al.* 2006). Esses métodos empregam testes de Monte Carlo (permutações) sobre uma árvore filogenética para estimar as diferenças entre comunidades.

Também foi utilizada uma nova ferramenta de análise de rede, denominada PAPRICA (*Pathway Prediction by Phylogenet IC PL Acement*, Bowman & Ducklow 2015) para inferência do potencial metabólico a partir dos dados de RNAr 16S obtidos.

4.5.2 Composição específica do fitoplâncton

A abundância numérica dos táxons (Riqueza) e o índice de Dominância de Simpson, foram calculados a partir dos dados de densidade dos gêneros/espécies (organismos/litro) com contribuição relativa maior que 2% na comunidade microfítotoplanctônica. A Análise de Redundância (RDA) foi realizada no Programa CANOCO[®] v. 4.5, para verificar a relação entre as variáveis ambientais com os táxons de interesse. O teste de permutação de Monte Carlo (com 999 permutações) forneceu a significância de cada variável ambiental.

4.5.3 Composição do zooplâncton

Os dados obtidos a partir das imagens do zooplâncton foram analisados por rotinas elaboradas no programa Matlab®. Estas rotinas foram criadas para: 1) extrair as informações relativas ao tamanho individual dos organismos (ESD: diâmetro esférico equivalente, diâmetro, *feret*: maior distância entre dois pontos e *area_exc*: área do organismo, excluindo a área fora dos contornos da imagem); 2) converter os valores dessas variáveis de pixel para milímetro; 3) contar a quantidade de organismos em cada categoria taxonômica; 3) aplicar equações de conversão entre tamanho/área e biomassa (conforme descrito na Tabela 4) calcular os valores de abundância e biomassa de cada categoria taxonômica em cada estação; 5) descrever a distribuição em tamanhos das categorias taxonômicas e calcular índices ecológicos com base no tamanho; 6) elaborar a estatística descritiva, gráficos e testes estatísticos; 7) leitura de dados abióticos e, 8) buscar associações entre os dados abióticos e a comunidade do zooplâncton.

4.6 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

Nessa seção, apresentamos uma visão crítica dos métodos empregados e algumas recomendações que consideramos importantes para estudos do plâncton em ambientes costeiros e dinâmicos.

4.6.1 Desenho amostral

Coletas com embarcações em ambientes rasos

Em locais onde as variações da altura das marés são comparáveis à profundidade local, como é o caso da Baía do Araçá, deve-se levar em consideração o tempo necessário para completar todos os pontos de coleta de uma grade de estações. Idealmente, teríamos de seguir as estofas de maré alta ou baixa, completar os pontos em escala de minutos e amostrar muitas vezes dentro de um único ciclo de maré, o que é inviável por meio da coleta de amostras por redes e garrafas. Infelizmente, por problemas logísticos, não foi possível programar as coletas em períodos específicos de marés de sizígia ou quadratura. O desenho amostral planejado teve de ser alterado devido a problemas com os instrumentos, e assim, uma primeira recomendação é que amostragens desse tipo possuam disponível um parque de instrumentos redundantes, quer dizer, mais de um instrumento para uma data medida, garantindo assim a continuidade das observações se acaso algum dos instrumentos apresentar problemas. A solução que encontramos para acomodar a logística das equipes e o uso de embarcações, as quais precisavam ter horários padrão para atividades e operações, foi minimizar o tempo das amostragens. Alternamos a execução de estações que realizaram coletas de amostras e lançamento de instrumentos, com estações onde apenas instrumentos foram lançados. Também repetimos o desenho amostral por seis períodos (manhã e tarde, por 3 dias consecutivos) para que pudéssemos coletar em diferentes alturas de marés no interior da Baía do Araçá. Foi importante termos aguardado a instalação do fundeio para o monitoramento da altura das marés ao longo do tempo.

Um outro ponto a ser considerado em ambientes rasos é a circulação complexa, em grande parte resultante da interação entre a coluna de água e o fundo, uma fonte adicional de variabilidade durante as amostragens. Peres (2013), em um estudo anterior ao projeto *Biota-Araçá*, sobre a sazonalidade da concentração de clorofila-*a* no Canal de São Sebastião e na Baía do Araçá, encontrou, entre três réplicas, uma relação inversa entre a profundidade local e o coeficiente de variação da concentração de clorofila-*a* total (Figura 4.3). Assim, o uso de réplicas é importante a ser levado em conta em cada estudo e realizado sempre que possível. Em nosso caso, optamos por amostras compostas (ver figura 4.1) e por ampliar a grade de estações com instrumentos, dentro e fora da baía, para não comprometer o tempo de coletas.

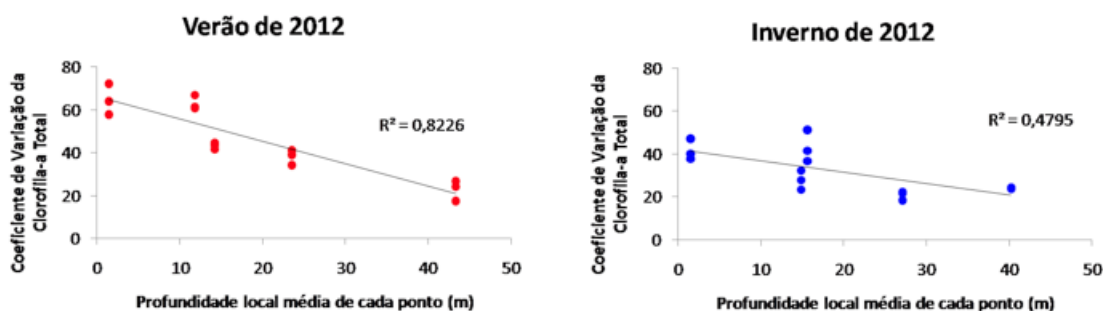


Figura 4.3. Correlação entre o coeficiente de variação da clorofila-*a* total medida e a profundidade média (três réplicas) de cada ponto amostrado. Essas amostras se referem a coletas em cinco estações perpendiculares ao Canal de São Sebastião, na altura da Baía do Araçá, durante o verão e o inverno de 2012. Retirado de Peres (2013).

Uso de fluorescência natural como estimativa da concentração da clorofila-*a*

Há décadas temos a disposição uma série de instrumentos utilizados *in situ* e em laboratório que estimam a concentração de clorofila-*a* por fluorescência natural. O uso desta variável, entretanto, não deve ser considerado sem correções, uma vez que se trata de uma estimativa sujeita às variações do ambiente e à composição específica do fitoplâncton. Antes do delineamento do desenho amostral utilizando essas medidas, recomenda-se consultar duas referências principais, Cullen (1982) e Proctor & Roesler (2010), que descrevem em detalhes os efeitos das variáveis ambientais, como irradiância, e propõem algumas correções. Nossa abordagem foi monitorar e corrigir essas medidas em cada período distinto de coleta separadamente e para cada grupo de estações com característica similar (isto é, dentro da Baía do Araçá e, no Canal de São Sebastião) utilizando variáveis independentes. Nas amostras coletadas em profundidades discretas, os efeitos das variações na irradiância foram corrigidos normalizando as medidas *in situ* por aquelas feitas a bordo, com um fluorímetro portátil após a aclimação das amostras no escuro, por 30 minutos. Já os efeitos de diferentes comunidades nas fluorescências, após as correções pela irradiância, foram corrigidos com as medidas de concentração de clorofila-*a* feitas em laboratório.

Amostras compostas

A opção pelas coletas de amostras compostas foi principalmente guiada pelo alto grau de variabilidade esperado para o fitoplâncton no tempo. As amostras compostas têm maior representatividade e foram a opção encontrada para aquelas análises cujas amostras não poderiam ser armazenadas por longos intervalos de tempo (produção primária por medidas de fluorescência), impossibilitando a realização de réplicas, e ainda para diminuir o tempo de análises que são conhecidamente morosas, como a composição taxonômica detalhada do fitoplâncton por microscopia. Uma grande desvantagem é a perda de informação sobre a variabilidade espacial das amostras. Nossos resultados, sobretudo para as taxas de produtividade primária, indicaram que essa foi uma boa estratégia, já que as análises devem ser feitas imediatamente após as coletas, em bancada, e em um período inferior a uma hora. Portanto, não teríamos como realizar réplicas. Outro detalhe importante a destacar, é que a redução no número de amostras para a taxonomia do fitoplâncton permitiu que o tempo de seu armazenamento com fixadores fosse padronizado e reduzido, e conseqüentemente, seus danos aos organismos, problema extensivamente reportado na literatura, independentemente do fixador utilizado.

Amostragem do zooplâncton

Existem duas grandes categorias de amostragem de populações naturais do zooplâncton: i) as que empregam métodos de coleta de amostras a serem preservadas para análise posterior utilizando redes, garrafas ou bombas e, ii) as que coletam imagens ou dados numéricos *in situ* (por exemplo, derivados de ecossondas), que podem ser convertidos em informações sobre identificação taxonômica, tamanho e outras propriedades. Cada método de amostragem, invariavelmente, tem vantagens e desvantagens a serem consideradas quando de sua escolha para um dado projeto de pesquisa. No caso do projeto *Biota-Araçá*, foi utilizada uma combinação destas duas abordagens, incluindo um método de amostragem tradicional, por meio de arrastos com rede de plâncton, seguida por uma análise de imagens dos organismos coletados em laboratório. A escolha destes métodos de coleta e análise foi guiada por duas necessidades: i) obter um grande número de espécimes biológicos a fim de viabilizar a comparação da biodiversidade entre a baía e o canal adjacente e, ii) obter informações morfométricas de organismos individuais para gerar dados de biomassa de grupos zooplancônicos, a serem utilizados nos modelos ecológicos.

4.7 ATIVIDADES EM LABORATÓRIO

Fracionamento da clorofila-*a* em classes de tamanho

A literatura clássica sobre frações do plâncton (Sieburth *et al.* 1978) prescreve 3 classes principais para o fitoplâncton: picoplâncton (0,2-2 μm), nanoplâncton (2-20 μm) e micropoplâncton (20-200 μm). Em ambientes costeiros espera-se uma contribuição importante do nanoplâncton e trabalhos anteriores (Ciotti *et al.* 2002) sugeriram ser importante a subdivisão dessa fração em duas, com seu limite em 5 μm . Assim teríamos as frações ultraplâncton (2 a 5 μm) e nanoplâncton (5 a 20 μm). No Araçá essa subdivisão se mostrou importante, pois na maior parte do tempo, a concentração de clorofila-*a* fração ultraplâncton foi dominante. Optamos também por fazer uma única separação física de tamanho (ver item 4.5), ao invés de fracioná-las sequencialmente nas quatro classes, para minimizar danos aos organismos. Todavia, é importante lembrar que por serem filtrações independentes, o limite de detecção do método para medidas de clorofila escolhido determinou se uma classe irá ter representação ou não. Em nossas amostras, por muitas vezes, as concentrações estimadas para as classes nanoplâncton e micropoplâncton estavam próximas ou inferiores aos limites de detecção e, desta forma, foram assumidas como sendo iguais a zero.

Análises de micro-organismos

O uso de radioisótopos para medição de taxas *in situ* dos processos de quimiossíntese e produção bacteriana heterotrófica é bastante disseminado em estudos marinhos. O principal desafio para a aplicação desses métodos é justamente trabalhar com os marcadores radioativos, pois além de necessitarem maior cuidado no manuseio e serem caros (devido à importação apenas por empresas autorizadas), são ainda necessários o registro e a autorização para operação do laboratório e a licença válida do pesquisador, seguindo as normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN). Outro desafio a ser considerado, ainda no planejamento de coleta, é manter a temperatura de incubação próxima a da água amostral, que pode variar na coluna d'água (da superfície ao fundo). Em regiões estuarinas e mais rasas, essa variação é ainda menos pronunciada, quando comparada a áreas de plataforma continental e oceânicas, caracterizadas por diferentes massas de água. Esse problema pode ser resolvido pelo uso de banhos de temperatura, incubadoras, geladeiras, *coolers*, que nem sempre são disponibilizados a bordo durante a coleta.

Citometria de fluxo

A identificação das populações de *Prochlorococcus* não faz parte dos protocolos de Marie *et al.* (1997, 2005) empregados no citômetro de fluxo BD Accuri C6 (BD Biosciences, EUA). Como em regiões costeiras esses organismos possuem menos clorofila, o equipamento utilizado tem baixa sensibilidade para quantificá-la (Gérikas Ribeiro *et al.* 2016). Todavia, alguns testes com outros protocolos (Tarran & Bruun 2015) demonstraram a presença desse grupo tanto na Baía do Araçá como nas águas do Canal de São Sebastião.

Técnicas moleculares

Nos últimos anos, a microbiologia marinha se tornou independente das tradicionais técnicas de cultivo, que apenas quantificam uma pequena parcela dos micro-organismos (0,1-1%). Na coleta piloto do projeto multidisciplinar na Baía do Araçá, optamos por aplicar, primeiramente, o método de *fingerprinting*, eletroforese em gel de gradiente de desnaturação (DGGE), para investigar a estrutura da comunidade microbiana. Essa técnica é a melhor escolha quando o principal objetivo é determinar o perfil da comunidade microbiana, antes de uma pesquisa mais aprofundada e com maior detalhamento taxonômico. As vantagens deste método incluem a fácil acessibilidade e interpretação dos resultados, além de baixos custos (Muyzer 1999, Diez *et al.* 2001). Os resultados preliminares do DGGE nos mostraram dominância clara de Bacteria em relação a Archaea, além de indicarem uma estrutura da comunidade bastante estável na coluna d'água entre as diferentes profundidades, e muito semelhante entre os pontos de coleta.

Para as coletas subsequentes, decidimos focar os estudos apenas nos grupos de bactérias – mais relevantes em águas costeiras – e utilizar uma técnica mais moderna e refinada para a definição taxonômica dos micro-organismos. Assim, reduzimos o número de estações de coleta, e substituímos a técnica de DGGE pelo metagenoma taxonômico, por sequenciamento de nova geração (NGS) do gene RNAr 16S, a partir do DNA genômico total das amostras, utilizando a plataforma Illumina Miseq (Caporaso *et al.* 2012, Kozich *et al.* 2013). Essa técnica é mais apropriada para os estudos de diversidade e estrutura da comunidade microbiana, podendo gerar grande quantidade de informação (bilhões de fragmentos) em curto tempo, e possibilitando uma classificação taxonômica bem mais refinada (Metzker 2010). No entanto, por ser uma técnica mais custosa, foram necessários ajustes e uma redefinição cuidadosa da estratégia amostral para que conseguíssemos reduzir a quantidade de amostras a serem sequenciadas. Essa técnica nos possibilitou responder às perguntas inicialmente levantadas no projeto *Biota-Araçá* sobre a diversidade e estrutura da comunidade bacteriana, contrastando regiões da Baía do Araçá e do CSS, em diferentes épocas do ano (uma coleta para representar cada estação do ano), e avaliando a influência dos fatores ambientais sobre a distribuição dos micro-organismos.

Enumeração do fitoplâncton em grandes grupos

Optamos por realizar a taxonomia detalhada das amostras compostas (isto é, estações 1 e 16), mas manter o levantamento em grandes grupos para as demais estações (ver seção 3.7). Em geral, as análises e a interpretação posterior dos dados taxonômicos de fitoplâncton acabam por agrupá-los, e se perde o esforço despendido com a análise detalhada. Recomendamos essa abordagem para se obter uma melhor resolução espacial. De maneira geral, a concentração reversa permitiu melhor eficiência durante as enumerações dos organismos em microscópio, mas em muitas situações onde as abundâncias foram baixas, o volume padronizado a ser concentrado (2 litros) foi inferior ao ideal. Uma alternativa seria o uso de disco de Secchi, ou dos valores de fluorescência medidos a bordo, como guia para o volume ideal a ser concentrado. Destacamos que uma grande vantagem da filtração reversa é a redução drástica do volume de fixadores necessários.

Análise de imagens do zooplâncton com o ZooScan

Além de reduzir consideravelmente o tempo de processamento de amostras, o ZooScan gera informações morfológicas de cada organismo digitalizado, permitindo estimar seu peso individual e, a partir deste, a biomassa por grupos taxonômicos ou classes de tamanho, métricas importantes para a avaliação da dinâmica populacional e da estrutura trófica de ecossistemas (Schultes & Lopes 2009, Marcolin *et al.* 2015).

A aquisição de imagens do zooplâncton preservado em formol, utilizando o ZooScan, teve vantagens importantes em relação às técnicas tradicionais no que diz respeito à agilidade para obtenção de dados de tamanho individual, abundância e biomassa do zooplâncton. Este tipo de dado é fornecido para categorias taxonômicas, informação que seria impossível com métodos gravimétricos. Por outro lado, a análise com o ZooScan não permite a identificação em nível específico para todos os táxons. A resolução taxonômica é, portanto, variável, pois algumas categorias não podem ser classificadas em nível infragênérico, o que impede ou dificulta a geração de índices de diversidade, por exemplo. Por este motivo, a comparação detalhada entre a baía e o canal adjacente, em termos de biodiversidade, dependerá de futuras análises taxonômicas utilizando métodos tradicionais, pois as categorias identificadas com o auxílio do ZooScan permitiram, apenas, uma análise geral da biodiversidade. No entanto, fases posteriores de estudo poderão usufruir da vantagem da amostragem por rede devido à preservação das amostras em formol, pois os espécimes estão disponíveis para análises taxonômicas mais detalhadas. Em síntese, a desvantagem de obtenção de dados com maior resolução taxonômica foi compensada pela geração de dados inéditos sobre biomassa do zooplâncton por grupo taxonômico, que tornarão os modelos ecológicos mais robustos e detalhados. É importante destacar que, embora uma análise taxonômica detalhada não seja possível com o ZooScan, este sistema permitiu a disponibilização quase imediata de dados relativos à distribuição de tamanhos dos organismos, bem como o cálculo de índices ecológicos que levam o tamanho em consideração e que podem ser úteis para o monitoramento dos sistemas pelágicos, bem como para a detecção de diferenças entre distintas condições oceanográficas (Marcolin *et al.* 2013).

Agradecimentos

O desenvolvimento das atividades durante o projeto contou com o auxílio de muitos colaboradores, e aqui destacamos apenas aqueles cujas atividades impactaram diretamente o desenvolvimento desse capítulo. Agradecemos ao Dr. Ricardo C. G. Pollery e seu grupo (Laboratório de Biogeoquímica, Universidade Federal do Rio de Janeiro) que desenhou e executou as coletas para nutrientes, quimiossíntese e produção secundária. Muitos alunos de graduação e pós-graduação e pós-doutorandos auxiliaram durante as coletas e análise das amostras e análise preliminar dos resultados e implementaram adaptações e alterações nos procedimentos metodológicos durante o projeto, e assim agradecemos sinceramente Luísa Dantas (Laboratório de Biogeoquímica, Universidade Federal do Rio de Janeiro); MSc Diego C. Franco, MSc Francielle V. Peres, Biol. Luana Agostini e MSc Natascha M. Bergo (Laboratório de Ecologia de Micro-organismos – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo); MSc André Francisco Bucci, MSc Bianca Reis Castaldi Tocci, Dra. Maria Fernanda Coló Giannini, Dra. Amáble Ferreira, Dr. Sebastian Krieger (Laboratório Aquarela – Centro de Biologia Marinha, Universidade de São Paulo) e Maiá Gomes Medeiros (Laboratório de Sistemas Planctônicos – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo).

4.8 REFERÊNCIAS

BARRERA-ALBA, J.J.; GIANESELLA, S.M.F.; MOSER, G.A.O.; SALDANHA-CORRÊA, F.M.P. 2008. Influence of allochthonous organic matter on bacterioplankton biomass and activity in a eutrophic,

sub-tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82: 84-94. Doi:10.1016/j.ecss.2008.12.020

- BEERS, J. R. 1966. Studies on the chemical composition of the major zooplankton groups in the Sargasso Seas off Bermuda. *Limnology and Oceanography*, 11: 520-528.
- BELL, J.; HOPCROFT, R.R. 2008. Assessment of Zooimage as a tool for the classification of zooplankton. *Journal of Plankton Research*, 30: 1351-1367.
- BENDER, M.A. 1987. A comparison of four methods for determining planktonic community production. *Limnology and Oceanography*. 32: 1085-1098.
- BOWMAN, J.S.; DUCKLOW, H.W. 2015. Microbial communities can be described by metabolic structure: A general framework and application to a seasonally variable, depth-stratified microbial community from the coastal West Antarctic Peninsula. *PloS ONE*, 10(8): e0135868.
- BUITENHUIS, E.T.; LI, W.K.W.; VAULOT, D.; LOMAS, M.W.; LANDRY, M.R.; PARTENSKY, F.; KARL, D.M.; ULLOA, O.; CAMPBELL, L.; JACQUET, S.; LANTOINE, F.; CHAVEZ, F.; MACIAS, D.; GOSSELIN, M.; MCMANUS, G.B. 2012. Picophytoplankton biomass distribution in the global ocean. *Earth System Science Data Discussions*, 4:37-46.
- CAPORASO, G.J.; KUCZYNSKI, J.; STOMBAUGH, J.; BITTINGER, K.; BUSHMAN, F.D.; COSTELLO, E.K.; FIERER, N.; PEÑA, A.G.; GOODRICH, J.K.; GORDON, J.I.; HUNTLEY, G.A.; KELLEY, S.T.; KNIGHTS, D.; KOENIG, J.E.; LEY, R.E.; LOZUPONE, C.A.; MCDONALD, D.; MUEGGE, B.D.; PIRRUNG, M.; REEDER, J.; SEVINSKY, J.R.; TURNBAUGH, P.J.; WALTERS, W.A.; WIDMANN, J.; YATSUNENKO, T.; ZANEVELD, J.; KNIGHT, R. 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature Methods*, 7(5):335-336. Doi:10.1038/NMETH.F303.
- CAPORASO, J.G.; LAUBER, C.L.; WALTERS, W.A.; BERG-LYONS, D.; HUNTLEY, J.; FIERER, N.; OWENS, S.M.; BETLEY, J.; FRASER, L.; BAUER, M.; GORMLEY, N.; GILBERT, J.A.; SMITH, G.; KNIGHT, R. 2012. Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. *The ISME Journal*, 6(8): 1621-1624. Doi:10.1038/ismej.2012.8.
- CASAMAYOR, E.O.; GARCÍA-CANTIZANO, J.; MAS, J.; PEDRÓS-ALIÓ, C. 2001. Microbial primary production in marine oxic–anoxic interfaces: Main role of dark fixation in the Ebro River salt wedge estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 49-56.
- CASAMAYOR, E.O.; GARCÍA-CANTIZANO, J.; PEDRÓS-ALIÓ, C. 2008. CO₂ fixation in the dark by photosynthetic bacteria in sulfide rich stratified lakes with oxic-anoxic interfaces. *Limnology and Oceanography*, 53:1193-1203.
- CIOTTI, A.M.; LEWIS, M.R.; CULLEN, J.J. 2002. Assessment of the relationships between dominant cell size in natural phytoplankton communities and the spectral shape of the absorption coefficient. *Limnology and Oceanography*, 47: 404-417.
- COLE, J.J.; FINDLAY, S.; PACE, M.L. 1988. Bacterial production in fresh and saltwater ecosystems: a cross-system overview. *Marine Ecology Progress Series*, 43:1-10.
- CULLEN, J.J. 1982. The deep chlorophyll maximum: comparing vertical profiles of chlorophyll a. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39(5): 791-803.
- DAVIS, C.S.; WIEBE, P.H. 1985. Macrozooplankton biomass in a warm-core gulf stream ring: Time series changes in size structure, taxonomic composition, and vertical distribution. *Journal of Geophysical Research*, 90:8871-8874.

- DIEZ, B.; PEDRÓS-ALIÓ, C.; MARSH, T.L.; MASSANA, R. 2001. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) to study the diversity of marine picoeukaryotic assemblages and comparison of DGGE with other molecular techniques. *Applied Environmental Microbiology*, 67:2942-2951.
- GARCÍA-CANTIZANO, J.; CASAMAYOR, E.O.; GASOL, J.M.; GUERRERO, R.; PEDRÓS-ALIÓ, C. 2005. Partitioning of CO₂ incorporation among planktonic microbial guilds and estimation of in situ specific growth rates. *Microbial Ecology*, 50: 230-241.
- GÉRIKAS RIBEIRO, C.; MARIE, D.; SANTOS, A.L. DOS; BRANDINI, F.P.; VAULOT, D. 2016. Estimating microbial populations by flow cytometry: Comparison between instruments. *Limnology and Oceanography: Methods*, 14(11):750-758. Doi: 10.1002/lom3.10135
- GIANNINI, M.F.C.; CIOTTI, Á.M. 2016. Parameterization of natural phytoplankton photo-physiology: Effects of cell size and nutrient concentration. *Limnology and Oceanography*, 61(4):1495-1512. Doi:10.1002/lno.10317
- GIBSON, D.M.; PAFFENHÖFER, G.A. 2002. Asexual reproduction of the doliolid, *Dolioletta gegenbauri* Uljanin (Tunicata, Thaliacea). *Journal of Plankton Research*, 24:703-712. Doi: 10.1093/plankt/24.7.703
- GONZALEZ, A.M.; PARANHOS, R.; ANDRADE, L.; VALENTIN, J.L. 2000. Bacterial production in Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil) evaluated by ³H-leucine incorporation. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 43(5):493-500.
- GORBUNOV, M.Y.; FALKOWSKI, P.G. 2004. Fluorescence Induction and Relaxation (FIRE) Technique and Instrumentation for Monitoring Photosynthetic Processes and Primary Production in Aquatic Ecosystems. pp. 1029-1031. In: VAN DER EST, A.; BRUCE, D. (Eds.) *Photosynthesis: Fundamental Aspects to Global Perspectives*, Proc. 13th International Congress of Photosynthesis, Montreal, Allen Press, Springer. 1114 p.
- GORSKY, G.; OHMAN, M.D.; PICHERAL, M.; GASPARINI, S.; STEMMANN, L.; ROMAGNAN, J.B.; CAWOOD, A.; PESANT, S.; GARCÍA-COMAS, C.; PREJGER, F. 2010. Digital zooplankton image analysis using the ZooScan integrated system. *Journal of Plankton Research*, 32(3): 285-303.
- GROSJEAN, P.; PICHERAL, M.; WAREMBOURG, C.; GORSKY, G. 2004. Enumeration, measurement, and identification of net zooplankton samples using the ZOOSCAN digital imaging system. *ICES Journal of Marine Science*, 61(4): 518-525.
- GUENTHER, M.; GONZALEZ-RODRIGUEZ, E.; CARVALHO, W.F.; REZENDE, C.E.; MUGRABE, G.; VALENTIN, J.L. 2008. Plankton trophic structure and particulate organic carbon production during a coastal downwelling-upwelling cycle. *Marine Ecology Progress Series*, 363: 109-119. Doi: 10.3354/meps07458
- HENJES, J. 2004. Response of the proto- and small metazooplankton assemblage during an iron fertilization experiment in the polar frontal zone of the Southern Ocean. *Naturwissenschaften*. Universität Bremen. 303 p.
- HOLM-HANSEN, O.; LORENZEN, C.J.; HOLMES, R.W.; STRICKLAND, J.D.H. 1965. Fluorimetric determination of chlorophyll. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 30: 3-15.
- IRIGOIEN, X.; FERNANDES, J.A.; GROSJEAN, P.; DENIS, K.; ALBAINA, A.; SANTOS, M. 2009. Spring zooplankton distribution in the Bay of Biscay from 1998 to 2006 in relation with

- anchovy recruitment. *Journal of Plankton Research*, 31(1):1-17.
- JASSBY, A.D.; PLATT, T. 1976. Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 21: 540-547. Doi: 10.4319/lo.1976.21.4.0540
- KIRCHMAN, D.L.; K'NESS, E.; HODSON, R.E. 1985. Leucine incorporation and its potential as a measure of protein synthesis by bacteria in natural aquatic systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 49: 599-607.
- KLINDWORTH, A.; PRUESSE, E.; SCHWEER, T.; PEPLIES, J.; QUAST, C.; HORN, M.; GLÖCKNER, F.O. 2013. Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next generation sequencing-based diversity studies. *Nucleic Acids Research*, 41: 1-11.
- KOLBER, Z.; FALKOWSKI, P.G. 1993. Use of active fluorescence to estimate phytoplankton photosynthesis in situ. *Limnology and Oceanography*, 38(8): 1646-1665.
- KOZICH, J.J.; WESTCOTT, S.L.; BAXTER, N.T.; HIGHLANDER, S.K.; SCHLOSS, P.D. 2013. Development of a Dual-Index Sequencing Strategy and Curation Pipeline for Analyzing Amplicon Sequence Data on the MiSeq Illumina Sequencing Platform. *Applied and Environmental Microbiology*, 79: 5112-5120.
- LAZAR, D. 1999. Chlorophyll a fluorescence induction. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1412:1-28.
- LEE, S.; FUHRMAN, J.A. 1987. Relationships between biovolume and biomass of naturally derived marine bacterioplankton. *Applied Environmental Microbiology*, 53(6):1298-1303.
- LEHETTE, P.; HERNÁNDEZ-LEÓN, S. 2006. Zooplankton biomass estimated from digitalized images in Antarctic waters: A calibration exercise. *Journal of Geophysical Research*, 111:1-6. Doi: 10.1029/2005JC002887.
- LOZUPONE, C.; KNIGHT, R. 2005. UniFrac: a new phylogenetic method for comparing microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 71: 8228-8235, doi:10.1128/AEM.71.12.8228-8235.2005.
- LUND, J.W.G.; KIPLING, C.; LE CREN, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiology*, 11, 143-170.
- MARCOLIN, C.R.; SCHULTES, S.; JACKSON, G.A.; LOPES, R.M. 2013. Plankton and seston size spectra estimated by the LOPC and ZooScan in the Abrolhos Bank ecosystem (SE Atlantic). *Continental Shelf Research*, 70: 74-87. Doi: 10.1016/j.csr.2013.09.022
- MARCOLIN, C.R.; GAETA, S.; LOPES, R.M. 2015. Seasonal and interannual variability of zooplankton vertical distribution and biomass size spectra off Ubatuba, Brazil. *Journal of Plankton Research*, 37(4): 808-819. 10.1093/plankt/fbv035.
- MARIE, D.; PARTENSKY, F.; JACQUET, S.; VAULOT, D. 1997. Enumeration and cell cycle analysis of natural populations of marine picoplankton by flow cytometry using the nucleic acid stain SYBR Green I. *Applied and Environmental Microbiology*, 63: 186-193.
- MARIE, D.; SIMON, N.; VAULOT, D. 2005. Phytoplankton cell counting by cytometry. Pp. 1-17. In: ANDERSEN, R.A. (Ed.). *Algal Culturing Techniques: A Book for All Phycologists*. Elsevier.
- MAXWELL, K.; JOHNSON, G.N. 2000. Chlorophyll fluorescence – a practical guide. *Journal of*

- Experimental Botany, 51(345): 659-668.
- METZKER, M.L. 2010. Sequencing technologies – the next generation. *Nature Reviews Genetics*, 11(1): 31-46.
- MOLARI, M.; MANINI, E.; DELL'ANNO, A. 2013. Dark carbon fixation sustains the functioning of benthic deep-sea ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 27: 212-221.
- MUYZER, G; de WAAL, E.C.; UITTERLINDEN, A.G. 1993. Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Applied and Environmental Microbiology*, 59(3):695-700.
- MUYZER G.; SMALLA K. 1998. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 73 (1): 127-141.
- MUYZER, G. 1999. DGGE/TGGE a method for identifying genes from natural ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 2: 317-322.
- OLIVEIRA, L.P. 2009. Análise comparativa da distribuição das famílias Salpidae e Doliolidae em relação ao zooplâncton total na Plataforma Continental Sudeste Do Brasil por meio de técnicas semi-automáticas de identificação e contagem. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 127 p.
- OMORI, M.; IKEDA, T. (Orgs.) 1984. *Methods in Marine Zooplankton Ecology*. John Wiley and Sons, New York. 562 p.
- PERES, A.L. de F. 2013. Efeito de diferentes massas de água nas classes de tamanho da biomassa fitoplanctônica na região de desembocadura da Baía do Araçá (Canal de São Sebastião – SP) durante o verão e inverno de 2012. 2013. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto. Doi:10.11606/D.59.2013.tde-07012014-164842
- PROCTOR, C.W.; ROESLER, C.S. 2010. New insights on obtaining phytoplankton concentration and composition from in situ multispectral Chlorophyll fluorescence. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8: 695-708.
- REVILLA M, IRIARTE, A.; MADARIAGA, I.; ORIVE, E. 2000. Bacterial and phytoplankton dynamics along a trophic gradient in a shallow temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 297-313.
- SATO, R.; TANAKA, Y.; ISHIMARU, T. 2001. House production by Oikopleuradioica (Tunicata, Appendicularia) under laboratory conditions. *Journal of Plankton Research*, 23: 415-423. Doi: 10.1093/plankt/23.4.415
- SCHÄFER, H.; MUYZER, G. 2001. Denaturing gradient gel electrophoresis in marine microbial ecology. *Methods in Microbiology*, 30:425-468.
- SCHLOSS, P.D.; HANDELSMAN, J. 2006. Introducing TreeClimber, a test to compare microbial community structures. *Applied and Environmental Microbiology*, 72 (4): 2379-2384. Doi:10.1128/AEM.72.4.2379.
- SCHLOSS, P.D.; WESTCOTT, S.L.; RYABIN, T.; HALL, J.R.; HARTMANN, M.; HOLLISTER, E.B.; LESNIEWSKI, R.A.; OAKLEY, B.B.; PARKS, D.H.; ROBINSON, C.J.; SAHL, J.W.; STRES, B.; THALLINGER, G.G.; VAN HORN, D.J.; WEBER, C.F. 2009. Introducing mothur: Open source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial

- communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 75:7537-7541.
- SCHULTES, S.; LOPES, R.M. 2009. Laser optical plankton counter and Zooscan intercomparison in tropical and subtropical marine ecosystems. *Limnology and Oceanography Methods*, 7: 771-784.
- SHOAF, W.T.; LIUM, B.W. 1976. Improved extraction of chlorophyll a and b from algae using dimethylsulfoxide. *Limnology and Oceanography*, 21:926-928.
- SIEBURTH, J. McN.; SMETACEK, V.; LENZ, J. 1978. Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*, 23(2): 1256-1263.
- SIGNORI, C.N. 2014. Chemosynthesis and bacterial production in marine ecosystems: Quantification, importance and regulatory factors. Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências/Microbiologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Brasil. 176 p.
- SMITH, D.C.; AZAM, F.A. 1992. Simple, economical method for measuring bacterial protein synthesis rates in seawater using ³H-leucine. *Marine Microbial Food Webs*, 6: 107-114.
- STEEMANN-NIELSEN, E. 1951. Measurement of the Production of Organic Matter in the Sea by means of Carbon-14. *Nature*, 167: 846-885.
- STEEMANN-NIELSEN, E. 1952. The use of radio-active carbon (¹⁴C) for measuring organic production in the sea. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 18: 117-140.
- STRICKLAND, J.D.H.; PARSONS, T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. 1972. Fisheries Research Board of Canada, 167 p.
- SUGGETT, D.J.; MOORE, C.M.; GEIDER, R.J. 2010. Estimating aquatic productivity from active fluorescence measurements. In: SUGGETT, D.J.; PRASIL, O.; BOROWITZKA, M.A. (Eds). *Chlorophyll-*a* Fluorescence in Aquatic Sciences: Methods and Applications*. Springer, New York.
- TARRAN, G.A.; BRUUN, J.T. 2015. Nanoplankton and picoplankton in the Western English Channel: abundance and seasonality from 2007–2013. *Progress in Oceanography*, 137: 446-455. <http://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.04.024>
- UTERMÖHL, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 9:1-38.
- UYE, S. 1982. Length-weight relationships of important zooplankton from the inland sea of Japan. *Journal of the Oceanographical Society of Japan*, 38: 149-158.
- WELSCHMEYER, N.A. 1994. Fluorometric analysis of chlorophyll a in the presence of chlorophyll b and pheopigments. *Limnology and Oceanography*, 39(8): 1985-1992.
- WETZEL, R.; LIKENS, G. 1991. *Limnological analyses*. Springer Verlag, New York. 391p.
- YILMAZ, P.; PARFREY, L.W.; YARZA, P.; GERKEN, J.; PRUESSE, E.; QUAST, C.; SCHWEER, T.; PEPLIES, J.; LUDWIG, W.; GLÖCKNER, F.O. 2014. The SILVA and “All-species Living Tree Project (LTP)” taxonomic frameworks. *Nucleic Acids Research*, 42(D1): D643-D648.

5 – SISTEMA NECTÔNICO: ICTIOFAUNA

Carmen Lúcia Del Bianco Rossi-Wongtschowski, Riguel F. Contente,
André M. Vaz-dos-Santos, Lucy S. H. Soares, Lígia M. Salvo

5.1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo são apresentadas as metodologias de campo, de laboratório e analíticas utilizadas na avaliação da diversidade, estrutura e funcionamento dos componentes da ictiofauna presentes na Baía do Araçá. Também são apresentadas análises sobre potenciais efeitos deletérios de poluentes sobre algumas espécies de peixes, alvos das pescarias locais.

Em comparação às pesquisas ictiológicas costeiras do Brasil, um esforço amostral substancialmente maior foi aplicado no levantamento desses componentes, o que exigiu metodologias de coleta variadas e específicas, assim como análises de dados que são aqui narradas.

O detalhamento operacional das coletas foi amplamente discutido durante o I *Workshop Biota-Araçá*, realizado em julho de 2012, em São Sebastião, quando foram pormenorizadas as diretrizes para os estudos do Módulo 2 – Sistema Nectônico. Estas diretrizes, traçadas a partir das ideias e experiências anteriores, incluíam dois aspectos fundamentais de amostragem para a análise da biodiversidade e da ecologia populacional: i) uso de múltiplas técnicas de pesca, visando a uma melhor representatividade espacial e ontogenética dos peixes da Baía do Araçá; e ii) coletas semanais ou mensais. A partir destas diretrizes, foi estruturada a metodologia aplicada ao estudo da ictiofauna e dos demais componentes do nécton.

Quando da implantação das coletas constatamos a inviabilidade das campanhas semanais por motivos éticos e logísticos: 1- uma grande equipe deveria se fixar no local para realizá-las, sendo necessária uma enorme estrutura de apoio (isto é, custos de manutenção e aluguel de casa e carro); 2- estaríamos amostrando exaustivamente a fauna (e outros componentes da macrofauna bentônica suscetíveis aos amostradores) da Baía do Araçá de tal forma que poderíamos causar: (a) mortalidade muito elevada das espécies alvo, impactando suas populações, e (b) excessivo revolvimento do fundo com o uso das redes de arrasto, destruindo habitats importantes para o bentos e, conseqüentemente, para os organismos que deles se alimentam; 3- a remoção excessiva de peixes poderia eventualmente reduzir a disponibilidade desse recurso aos pescadores que extraem do Araçá seu provento. Assim, decidimos realizar coletas sazonais, embora cientes das implicações que esta opção poderia gerar, principalmente em relação aos estudos sobre a ecologia populacional (reprodução e crescimento) das espécies de peixes presentes na baía.

O desenvolvimento da estratégia amostral adotada envolveu o engajamento de pescadores locais nas coletas, o que constituiu um ponto positivo à obtenção de dados da ictiofauna pois, com suas experiências e conhecimento do local, trouxeram importantes subsídios para determinação dos petrechos e locais de amostragem mais adequados.

As atividades de campo e laboratório contaram com a participação ativa dos estudantes de graduação e pós-graduação na preparação e consecução das amostragens, durante discussões e reuniões para adaptações metodológicas com vista ao incremento da qualidade da obtenção dos dados e da otimização dos trabalhos por meio da proposição de alternativas de trabalho mais eficientes em termos de tempo, recursos humanos e logística.

Uma análise crítica é apresentada sobre os métodos aplicados, com o intuito de mostrar inconsistências ou melhorias a serem anexadas em estudos semelhantes. Acreditamos que, no geral, a acurácia das metodologias utilizadas gerou importantes informações ecológicas que poderão ser utilizadas em futuros monitoramentos da área. Esperamos que o esforço despendido e a vontade de acertar sejam levados em conta em futuros estudos que venham a ser realizados no Araçá e em ecossistemas similares.

5.2 ANTECEDENTES

Quando iniciamos o projeto *Biota-Araçá*, existiam informações ecológicas e levantamento de espécies da ictiofauna para os costões e recifes rochosos (Gibran 2007, 2010, Gibran & Moura 2012, Pires & Gibran 2011) e para os fundos inconsolidados (Rossi-Wongtschowski *et al.* 1997, 2008) do Canal de São Sebastião, mas não para a Baía do Araçá.

Em razão da ausência de informações básicas, o presente estudo, conduzido no âmbito do projeto mencionado, foi o primeiro a abordar a fauna de peixes da Baía do Araçá, e fundamentou-se em duas questões centrais:

Qual a estrutura da ictiofauna (isto é, a composição e a abundância de espécies) e sua variabilidade espacial e temporal na Baía do Araçá?

Qual a função da baía no ciclo de vida dos peixes (ou seja, no crescimento, reprodução e alimentação)?

Para atender a esses objetivos foram propostas duas linhas de trabalho:

- (1) Análise da diversidade e estrutura da ictiofauna.
- (2) Análise da Ecologia populacional da ictiofauna.

A primeira linha de trabalho foi alcançada por meio de coletas de peixes e dados ambientais utilizando diferentes métodos de amostragem nos diversos habitats da baía, tanto na maré alta como na maré baixa. A segunda linha abrangeu análises sobre a identificação das fases reprodutivas, de crescimento e da composição alimentar das espécies mais abundantes ou frequentes da Baía do Araçá. Os procedimentos amostrais e analíticos empregados são detalhados a seguir.

5.3 CAMPO

5.3.1 Etapa 1 – Estudo piloto

Um estudo piloto em outubro de 2012 foi executado para:

- Reconhecimento da área do estudo;
- Obtenção de informações junto aos pescadores locais sobre a ictiofauna da baía e métodos de captura (ex. espécies geralmente encontradas, sazonalidade das espécies, áreas específicas de pesca; embarcações e petrechos de pesca normalmente empregados);
- Avaliação sobre a colaboração dos pescadores locais para atuarem nas amostragens, bem como sobre custos operacionais;

- Definição dos petrechos e verificação de seus funcionamentos e constatação da necessidade de construção de novos petrechos, como foi o caso da rede de arrasto de fundo;
- Escolha das áreas amostrais e definição dos petrechos a serem utilizados em cada uma delas e determinação dos cálculos a serem utilizados para estimar a abundância relativa, por petrecho.

5.3.2 Etapa 2 – Campanhas amostrais na maré alta

Divisão da área em setores

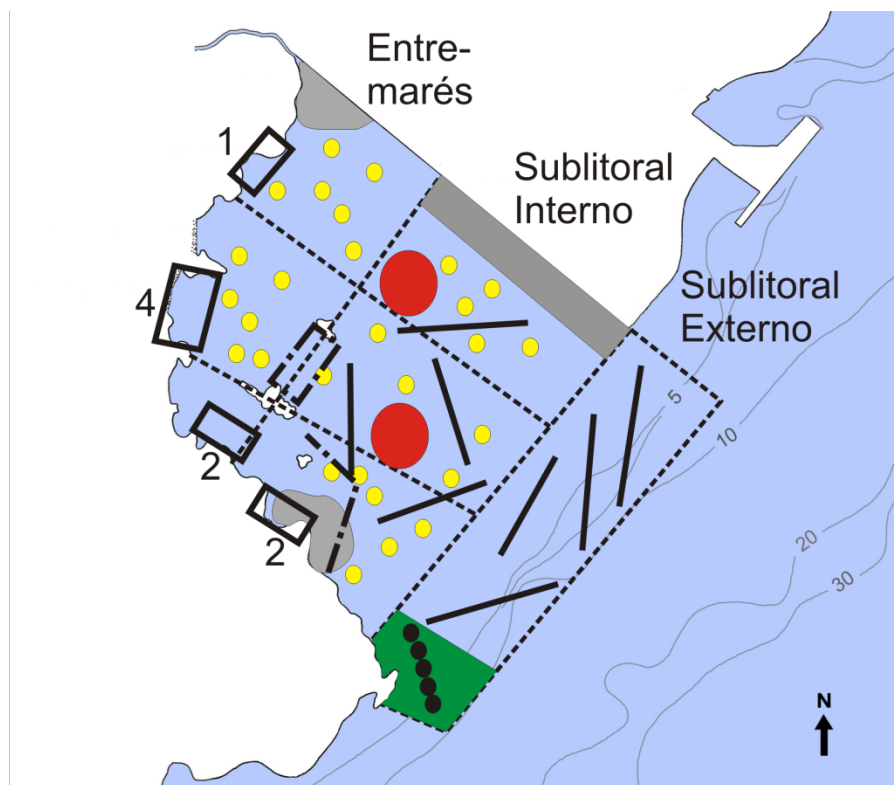
Com base em dados bibliográficos sobre a hidrodinâmica, regime de marés, estrutura do fundo e profundidade média na maré de quadratura, dividimos a baía em três setores: entremarés (média de profundidade 0.6 ± 0.3 m; desvio padrão), sublitoral interno (1.2 ± 0.5 m) e sublitoral externo (8.4 ± 4.1 m). No total, foi realizada uma campanha amostral para cada estação sazonal: Março/2013 (outono), Julho/2013 (inverno), Outubro/2013 (primavera) e Janeiro/2014 (verão).

Obtenção de dados ambientais

Antes da coleta dos peixes, com cada um dos diferentes amostradores, foram registrados dados sobre: localização geográfica (± 3 m), com receptor *GPS (Global Positioning System)* e *GLONASS (Global Navigation Satellite System)*, utilizada para estimar a área varrida pelo arrasto de fundo, picaré, ‘cerco-de-roda’ e ‘bate-costeira’ (ver a seguir); profundidade ($\pm 0,1$ m), perfil de temperatura ($\pm 0,1^\circ\text{C}$) e salinidade (± 0.1) da água com *CTD YSI CastAway®*. A coleta desses fatores ambientais simultaneamente à coleta dos peixes é imprescindível em um estudo ecológico, pois a resposta das populações de peixes à salinidade e a temperatura é geralmente rápida. Dados sobre a granulometria do sedimento e porcentagem de matéria orgânica foram obtidos do Módulo 3 – Sistema Bentônico.

Amostragem dos peixes: critérios e operação de cada petrecho

O delineamento amostral foi concebido e aplicado de modo a contemplar os objetivos propostos sem deixar de considerar: 1- a heterogeneidade ambiental da baía, 2- a operacionalidade e efetividade de cada petrecho em todos os habitats da baía e, 3- a minimização da dependência espacial entre amostras. Todos os petrechos foram operados ao anoitecer, à noite ou de madrugada (exceto covó e pesca com linha de mão; detalhes a seguir), durante maré cheia, em quadratura, quando, pelo menos, aproximadamente 70% do setor entremarés estava submerso. Escolhemos a condução das amostragens na maré de quadratura e não na de sizígia, pois a corrente de maré no Araçá é substancialmente menor durante a quadratura, interferindo menos na operação dos petrechos. A distribuição espacial dos petrechos está exemplificada na Figura 5.1.



- Arrasto de Fundo
- Tarrafa
- “Cerco-de-roda”
- ▭ Picaré
- · - · Rede de emalhe
- “Rede-de-abalo”
- Covos (armadilhas)
- Área de captura com linha e anzol

Figura 5.1. Baía do Araçá, setorização (entremarés, sublitoral interno e sublitoral externo) e distribuição espacial dos petrechos para amostragem da ictiofauna. A subdivisão dentro dos setores (linha tracejada) refere-se às zonas dentro das quais foram distribuídos os lances de tarrafa. As áreas amostradas pelo picaré, emalhe, pesca com linha e anzol e covos foram as mesmas ao longo das campanhas. A área amostrada por evento amostral, pelos demais petrechos, foram aleatoriamente selecionadas. Assim, a localização dos lances desses petrechos, na figura, pode não representar o local exato de operação. Os números ao lado das áreas de amostragem com picaré indicam a quantidade de arrastos realizados na área por campanha. *Esquema:* Mapa base Google Earth e Riguel Contente.

Tarrafa: Para operação com tarrafa, cada setor foi subdividido em três subsetores em cada qual seis lances independentes e aleatórios foram efetuados (Figura 5.1). A tarrafa apresentava 4 metros de raio e malha monofilamento de 10 mm entre nós (Figura 5.2). Esse petrecho é direcionado a peixes pelágicos de pequeno porte (< 100 mm de comprimento total – CT).

Rede de arrasto de fundo: Utilizamos um barco de pesca de camarão rosa (8 metros de comprimento com motor de 100 HP) configurado para arrasto duplo o qual é comumente utilizado na pesca de

arrasto de fundo na plataforma continental adjacente. Cada rede de arrasto (uma em cada lado do barco) possuía 9,5 m de abertura e 4,0 m de comprimento, da boca até o ensacador (Figura 5.3). Durante o arrasto, a boca da rede apresentava uma altura de aproximadamente 1 metro, garantindo uma amostragem de 70 a 80% da altura da coluna d'água. A rede apresentava malha multifilamento de 10mm entre nós em toda sua extensão. Duas portas, cada qual pesando 30 Kg, estavam acopladas a boca de cada rede. Em cada campanha, quatro arrastos de cinco minutos (os arrastos apresentaram extensão média de 220.5 ± 120.7 m) foram aleatoriamente selecionados e realizados no sublitoral interno e três no sublitoral externo (Figura 5.1). A distância entre transectos de arrasto de cada campanha em cada setor foi de, no mínimo, 120 metros. A posição geográfica foi registrada no início e no fim do arrasto para cálculo da área arrastada. Esse petrecho foi utilizado para captura direcionada a peixes demersais de porte pequeno (< 100 mm CT) a médio ($\sim 100 - 150$ mm CT).

Rede de Emalhar Circular: esse método de amostragem foi utilizado nas margens norte da baía e no sublitoral interno (Figura 5.1). Duas configurações do petrecho foram utilizadas: uma rede de 3 metros de altura e 590 metros de comprimento, com uma malha monofilamento de 30 mm entre nós, que foi utilizada no sublitoral interno (um procedimento conhecido pelos pescadores locais como 'cerco-de-roda'), e uma rede de 240 metros de comprimento, 3 metros de altura e malha de 30 mm entre nós, que foi utilizada nas margens (pesca conhecida localmente como 'bate-costeira'). Os passos da operação do 'cerco-de-roda' foram os seguintes: (1) uma área relativamente circular no sublitoral interno foi aleatoriamente selecionada e cercada pela rede, a qual foi lançada à água por dois pescadores treinados a bordo de uma canoa a remo; e (2) ruídos foram produzidos batendo os remos na canoa e na água durante 20 minutos, ao final dos quais a rede foi recolhida para despesca (Figura 5.4). A produção de ruídos teve a finalidade de direcionar os peixes dentro da área cercada à rede na qual se emalham. O tamanho da área cercada foi estimado utilizando o *Google Earth*[®] a partir de posições geográficas obtidas ao redor da área com GPS. Os passos para operação do 'bate- costeira' foram os mesmos, exceto pelo fato de cercar as margens de uma determinada área da baía, ao invés de cercar área circular no interior da mesma. Esse método foi utilizado para amostragem de peixes demersais de grande porte (> 150 mm CT).

Picaré: Esse petrecho, utilizado para amostrar os peixes de pequeno porte (< 150 mm CT) que habitam a margem da baía (Figura 5.1), foi uma rede de 20 metros de comprimento e 3 metros de altura, com um ensacador de 10 metros de comprimento e malha de multifilamento de 5 mm entre nós (Figura 5.5). A quantidade de lances variou por área de amostragem ao longo da baía, em razão da extensão de áreas passíveis de serem arrastadas, ou seja, áreas sem obstáculos, como rochas e entulhos que são muito comuns no Araçá. Cada arrasto, operado manualmente sempre por duas pessoas, iniciava-se nas praias arenosas, atingia o limite externo da área delimitada (Figura 5.1) e retornava à praia, depois de percorrida uma distância de, aproximadamente, 20 metros. Outra pessoa traçava e determinava a área arrastada com um *GPS*. Quando mais de um arrasto foi conduzido dentro de uma área, a ordem dos lances foi aleatória. Os arrastos distanciaram-se um dos outros por, pelo menos, 25 metros.

Emalhe: duas redes de emalhe, de monofilamento e contendo uma panagem, foram empregadas, sendo uma no sublitoral interno (consistindo de duas partes: uma com 154 m de comprimento e 3,30 m de altura e a outra com 85,75 m de comprimento e 3,15 m de altura, ambas com malha monofilamento de 50 mm entre nós); outra no entre marés (consistindo de duas redes paralelamente dispostas, cada uma com 154 m de comprimento e 2,6 m de altura, malha de monofilamento de 32 mm entre nós). (Figuras 5.1 e 5.6). O procedimento de pesca, dispondo as redes em paralelo é localmente conhecido como 'tapagem'. Em ambos os setores, as redes operaram ao longo de 12 horas (das 19:00 até às 7:00 horas), com despescas a cada quatro horas. Ambas as redes se destinaram à captura de peixes de médio a grande porte que exibem alta mobilidade dentro da baía.

Covo: cinco covos foram consecutivamente colocados no parcel localizado no sudoeste do sublitoral externo da baía (Figura 5.1), operando por um período de 48 horas. As dimensões dos covos foram: 530 mm de altura, 800 mm de comprimento, 370 mm de largura e malha monofilamento de 150 mm (Figura 5.7). Como iscas, foram utilizados pedaços de mandioca e cabeças de peixes. Este petrecho foi destinado à captura de peixes de médio porte que tipicamente habitam fundos rochosos da região.

Linha e anzol: ao longo de todo período de cada campanha, um pescador local efetuou capturas com linha e anzol (utilizando entre 10 a 20 anzóis número 6 e, como isca, sardinhas e camarões vivos ou mortos) sobre o parcel rochoso localizado no sublitoral externo da Baía (mesmo local dos covos; Figura 5.1), com o objetivo de capturar peixes predadores de grande porte, típicos desses habitats.

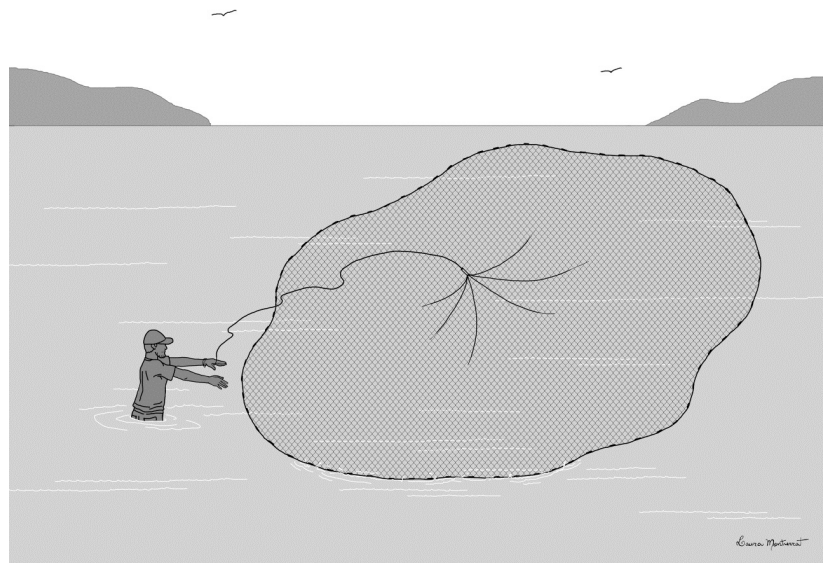


Figura 5.2. Ilustração da Tarrafa. *Ilustradora:* Laura Montserrat. *Fonte:* Laboratório de Ictiofauna e Crescimento (LABIC/IOUSP).

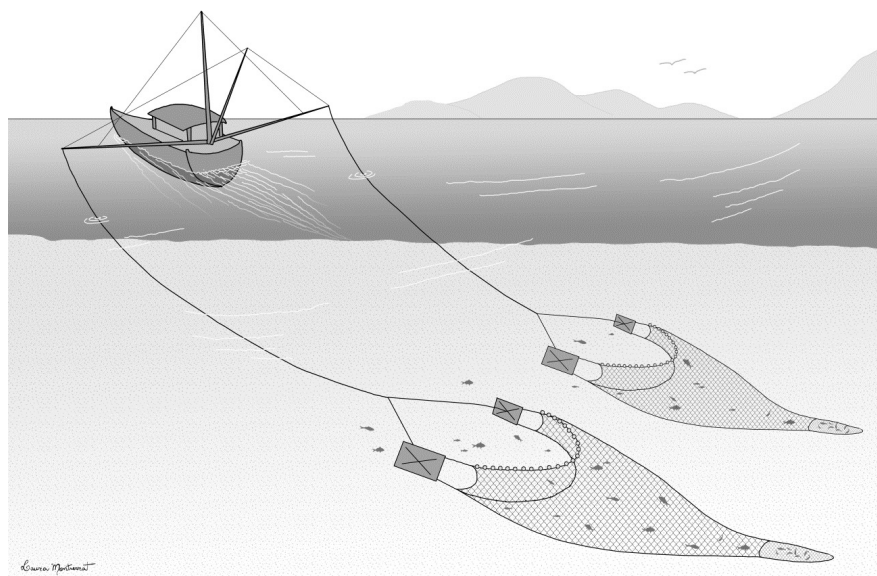


Figura 5.3. Ilustração das redes de Arrasto de Fundo. *Ilustradora:* Laura Montserrat. *Fonte:* Laboratório de Ictiofauna e Crescimento (LABIC/IOUSP).

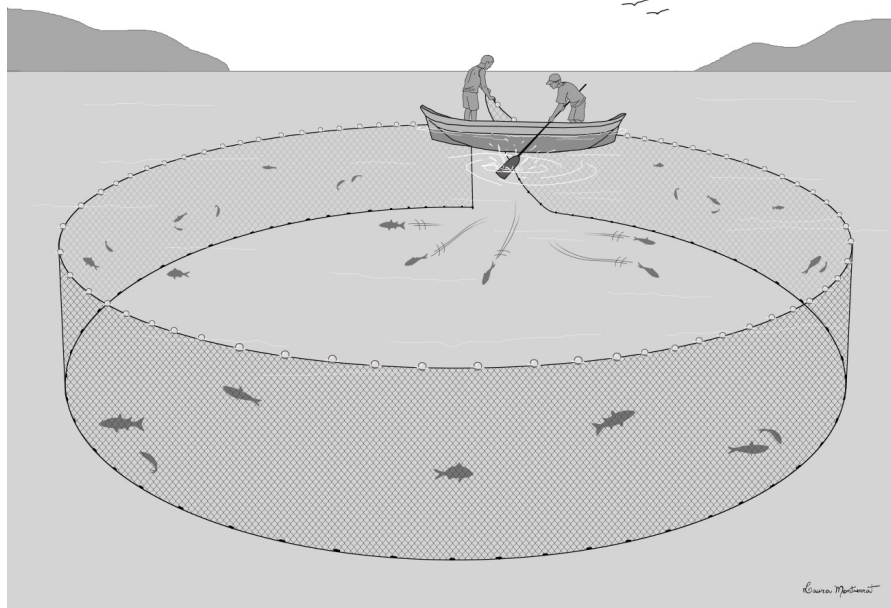


Figura 5.4. Ilustração da Rede de Emalhar Circular. *Ilustradora:* Laura Montserrat. *Fonte:* Laboratório de Ictiofauna e Crescimento (LABIC/IOUSP).

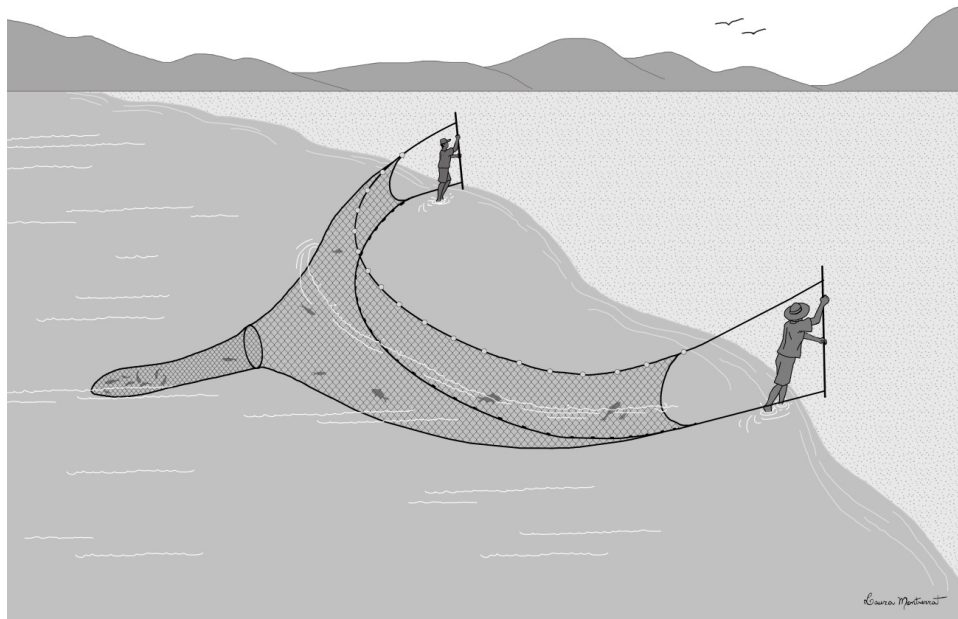


Figura 5.5. Ilustração da Picaré. *Ilustradora:* Laura Montserrat. *Fonte:* Laboratório de Ictiofauna e Crescimento (LABIC/IOUSP).

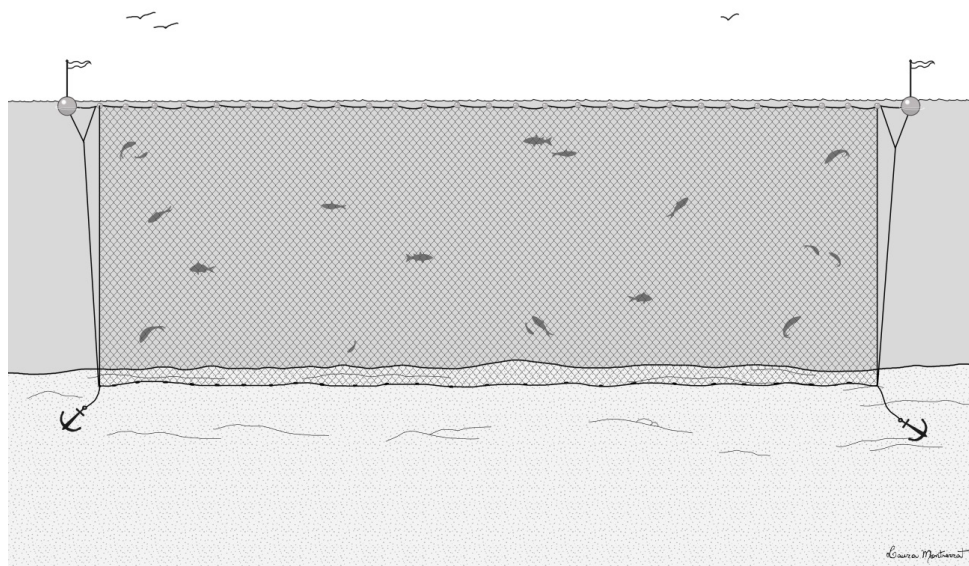


Figura 5.6. Ilustração da Rede de Emalhe. *Ilustradora:* Laura Montserrat. *Fonte:* Laboratório de Ictiofauna e Crescimento (LABIC/IOUSP).

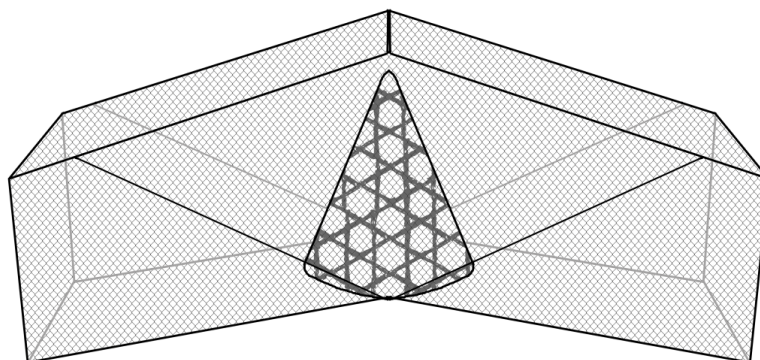


Figura 5.7. Ilustração do Covo. *Ilustradora:* Laura Montserrat. *Fonte:* Laboratório de Ictiofauna e Crescimento (LABIC/IOUSP).

Exemplares testemunhos (pelo menos um indivíduo de cada uma das espécies coletadas) foram fotografados (Rossi-Wongtschowski *et al.* 2015) e depositados no Museu de Zoologia da USP (MZUSP) sendo que os números *vouchers* constam de Lamas *et al.* (2016).

A captura, armazenamento e o transporte dos peixes coletados foram autorizados pelo Instituto Chico Mendes (ICMBio) mediante as licenças de nº 5189, 5218, 5553, 5866, e 6104.

5.3.3 Etapa 3 – Campanhas amostrais na maré baixa (coletas em poças de maré)

A metodologia aplicada para amostragem dos peixes em poças de maré da Baía do Araçá está apresentada detalhadamente em Brenha-Nunes (2016) e Brenha-Nunes *et al.* (2016) e é resumida a seguir.

Foram realizadas quatro campanhas de amostragem em 2014, cada qual de modo a contemplar todas as estações sazonais da região: Março (verão), Junho (outono), Agosto (inverno) e Outubro (primavera).

As coletas foram conduzidas em maré baixa de sizígia, com altura da maré variando entre -0,1m e 0,1m, o que garantiu a completa desconexão entre as poças e o oceano. Foram amostrados os dois tipos de poças predominantes na baía: poças com fundo arenoso e poças com fundo rochoso. O número de poças de cada tipo variou ao longo das campanhas em razão da ausência de desconexão com o oceano e/ou do desaparecimento de algumas poças. Para incrementar a representação espacial das variáveis abióticas a serem mensuradas, cada poça foi dividida em setores conforme seu tamanho. Poças com até 15m² não foram setorizadas (Figura 5.8); poças entre 15 e 500m² foram divididas em dois setores (Figura 5.9) e poças maiores que 500m² foram divididas em três setores (Figura 5.10). As seguintes informações ambientais foram obtidas de cada poça, em cada campanha:

- Localização geográfica obtida com o mesmo GPS das campanhas em maré alta.
- Perímetro (m) das poças obtido com trena de 30 metros ($\pm 1,0$ mm) (Figura 5.11).
- Área superficial (m²): para poças arenosas maiores que 15 m² obtida com GPS; para as poças arenosas menores que 15 m² e poças rochosas, foram obtidas fotografias a aproximadamente 1,0 metro de altura do chão. Posteriormente, efetuou-se o cálculo da área utilizando o *software Image J*[®].
- Volume (m³) calculado considerando a poça como um prisma, multiplicando a média dos valores de profundidade pela área da poça.
- Temperatura do ar (°C) obtida no início e no fim da amostragem, com termômetro digital de mão ($\pm 0,1$ °C).
- Em cada setor da poça, foram coletadas quatro réplicas de: profundidade (cm; obtida com mensurador graduado; $\pm 1,0$ cm); temperatura da água (°C; obtida com termômetro digital; $\pm 0,1$ °C); salinidade (obtida com salinômetro ótico); oxigênio dissolvido (mg/l; obtido com sonda multiparâmetro *Instruterm*[®]; ± 0.1 mg.l⁻¹); características do sedimento (%; obtida por meio de análise granulométrica, matéria orgânica e carbonato de cálcio; $\pm 1\%$); abundância da macrofauna e grau de cobertura de algas no fundo da poça (%; ambas obtidas por meio de inspeção visual de fotografia da poça; $\pm 10\%$); e rugosidade (cm; obtida pela relação entre o comprimento de corrente metálica acompanhando a rugosidade de fundo e o comprimento da corrente sem acompanhar a rugosidade; obtida apenas para poças rochosas; ± 1 cm).
- A altura do nível da poça em relação ao da maré (cm) e sua distância em relação ao canal (m) foram registradas;
- Quantidade de refúgios para os peixes, ou seja, pedras e objetos como tábuas, tijolos, telhas, colchões, papelão, canos de PVC e latas, em poças arenosas (Figura 5.12).

Também foram obtidos dados meteorológicos sobre insolação, direção e intensidade do vento, e precipitação junto à estação meteorológica do CEBIMar-USP. Cobertura de nuvens também foi obtida visualmente em classes percentuais de cobertura (e.g. 0%-10%, 20%-30%, etc.)

A coleta dos peixes foi realizada conduzindo as seguintes etapas: nas poças, foi feita busca ativa dos peixes sob pedras e outros objetos que servissem como refúgio, sendo os peixes capturados com redinhas de aquário. O tempo de busca foi de 15-20 minutos. Após essa etapa: nas poças arenosas maiores que 100 m de perímetro, a coleta dos peixes foi feita com rede picaré (comprimento de 2,5 m, altura de 1,3 m e malha de 1,5 mm) que foi arrastada três vezes em cada setor; nas poças arenosas menores que 100 m de perímetro e nas rochosas, foi diluída solução de eugenol (4% em álcool 70%, para um litro de solução) e, subsequentemente, executada a coleta dos peixes anestesiados pelo composto, utilizando redes de mão.

Os procedimentos de captura e anestesia dos peixes seguiram as normas do Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal – CONCEA (BRASIL 2013) tendo sido aprovados pela Comissão de Ética do Instituto Oceanográfico da USP.



Figura 5.8. Poças com fundo rochoso de até 15m² que não foram setorizadas. *Foto:* Marina R. Brenha Nunes.



Figura 5.9. Poças com fundo arenoso entre 15 e 500m² que foram divididas em dois setores. *Foto:* Marina R. Brenha Nunes.



Figura 5.10. Poças com fundo arenoso maiores de 500 m², que foram divididas em três setores.
Foto: Marina R. Brenha Nunes.



Figura 5.11. Medição do perímetro da poça com trena. *Foto:* Marina R. Brenha Nunes.

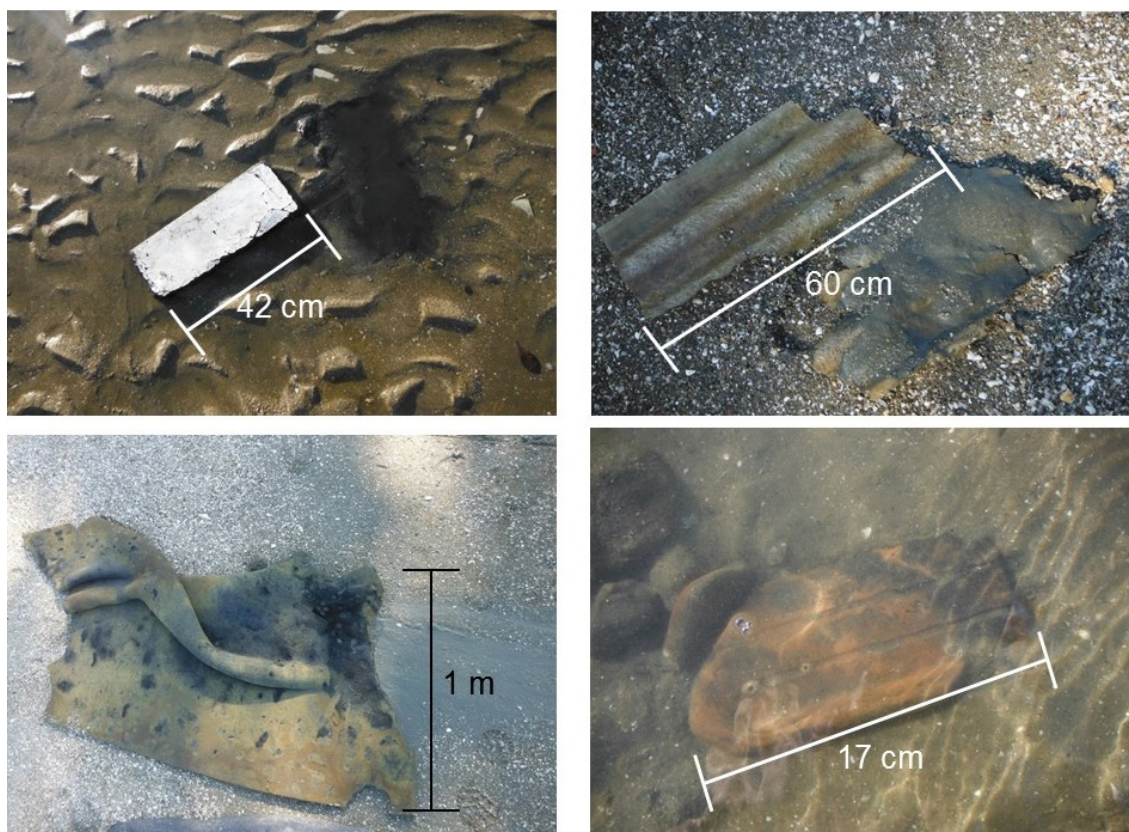


Figura 5.12. Refúgios para peixes (acima: placa de compensado de madeira e telha; abaixo: espuma e tijolo de construção) e suas maiores dimensões encontrados em poças com fundo arenoso na Baía do Araçá. Foto: Marina R. Brenha Nunes.

5.4. ATIVIDADES EM LABORATÓRIO

As amostras de peixes obtidas em todas as campanhas foram, imediatamente após a coleta, encaminhadas para o Centro de Biologia Marinha da USP (CEBIMar – USP) para processamento.

A identidade taxonômica dos exemplares foi obtida seguindo Carpenter (2002 a, b, c), Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000), Gerhardinger *et al.* (2006), Menezes & Figueiredo (1980, 1985), Menezes *et al.* (2010), Murdy (1998), Pinheiro *et al.* (2013), Rangel & Guimarães (2010), Tornabene *et al.* (2010), Tassel (2014), Victor (2014) e Vieira (1991).

Peixes juvenis e larvas foram separados, conservados e armazenados em álcool (70%) para identificação seguindo Able & Fahay (1998), Campos (2010), Fahay (2007), Fávero & Dias (2013), Moser (1984) e Richards (2006 a, b).

Os dados biológicos obtidos de cada exemplar foram: comprimento total (mm), o comprimento padrão (mm), massa total (g), sexo e grau de maturidade, avaliados macroscopicamente seguindo classificação proposta por Vazzoler (1996).

5.5 BANCO DE DADOS

Informações biológicas e ecológicas gerais de cada espécie foram organizadas em um banco construído em *Excel 2010*[®] (*versão 2010, Microsoft*[®]) contendo as seguintes informações: classificação taxonômica (espécies, gênero, família, ordem e classe), nome popular, comprimento máximo e aquele comumente registrado na literatura, peso máximo registrado na literatura, importância econômica da espécie, nível trófico, hábito alimentar, distribuição geográfica, profundidade de ocorrência, habitat (pelágico, demersal, fundo consolidado ou fundo inconsolidado), grau de conservação de acordo com a IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), legislação federal (Instrução Normativa número 5, de 21 de maio de 2004) e estadual (Decreto no 60.133 de 7 de fevereiro de 2014 do Governo do Estado de São Paulo); (Tabela 5.1). Maiores detalhes em Lamas *et al.* (2016).

Tabela 5.1. Exemplo de planilha utilizada para inserção de informações no banco de dados sobre as espécies. COD= Código da espécie; CTR= Categoria trófica (ZB= Zoobentívoro; OV= Onívoro; PL= Planctívoro; PV= Piscívoro); CDG= Categoria de distribuição geográfica (Ca= *Caribbean*; Br= *Brazilian Province*; SSWA= *Southern South West Atlantic*; CT= *Circumtropical*; WA= *Western Atlantic*); SA= Situação de ameaça da IUCN, do Brasil (BR) e de São Paulo (SP) NA= Não avaliada; NT= Near threatened; LC= Least Concern; DD= Data Deficient.

Espécie	Descritor	COD	Ordem	Família	Nome popular BR	Nome popular ENG	CTR	Habitat	CDG	SA - IUCN	SA - BR	SA - SP
<i>Achirus lineatus</i>	(Linnaeus, 1758)	ACLI	Pleuronectiformes	Achiridae	Linguado, Solha	Lined sole	ZB ¹⁵	Inconsolidado	Ca+Br+SSWA	NA	NA	DD
<i>Albula vulpes</i>	(Linnaeus, 1758)	ALVU	Albuliformes	Albulidae	Ubarana-focinho-de-rato	Bonefish	ZB ¹⁶	Inconsolidado	CT	NT	NA	NA
<i>Genidens genidens</i>	(Cuvier, 1829)	GEGE	Siluriformes	Ariidae	Bagre	Guri sea catfish	OV ⁸	Inconsolidado	Br	LC	NA	DD
<i>Atherinella brasiliensis</i>	(Quoy & Gaimard, 1825)	ATBR	Atheriniformes	Atherinopsidae	Peixe-rei	Brazilian silversides	PL ¹⁸	Inconsolidado	Br	NA	NA	NA
<i>Strongylura marina</i>	(Walbaum, 1792)	STMA	Beloniformes	Belonidae	Agulha	Atlantic needlefish	PV ¹⁷	Pelágico	WA	LC	NA	DD

Os dados foram obtidos do site *Fishbase* (www.fishbase.org), dos manuais de identificação *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic* (Carpenter 2002 a, b, c) e dos *Manuais de Peixes Marinhas do Sudeste do Brasil* (Figueiredo 1977, Figueiredo & Menezes 1978, 1980, 2000, Menezes & Figueiredo 1980, 1985).

Outro banco de dados (ilustrado na Tabela 5.2) foi elaborado contendo informações biológicas e ecológicas de cada exemplar, ou seja, comprimento total e padrão, peso, sexo, grau de maturidade, habitat de captura, data, petrecho de captura, salinidade, temperatura e profundidade de ocorrência.

Tabela 5.2. Exemplo de planilha utilizada para inserção das informações no Banco de Dados Biológicos. Ct= Comprimento total; Cp= Comprimento padrão; EM= Estágio de maturidade (J= Jovem e A= Adulto).

Campanha	Amostrador	Espécie	Ponto	Ct (mm)	Cp (mm)	Peso ind. (g)	Sexo	EM	Peso gonada (g)	Otólitos
Inverno	Arrasto de Fundo	<i>Eucinostomus argenteus</i>	E1L1	100	80	11.63	IND	J	-	2
Outono	Arrasto de Fundo	<i>Diplectrum formosum</i>	E6L1	108	90	14.65	IND	J	-	-
Primavera	Tarrafa	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	E1L3	200	170	19.26	F	A	0.1492	2
Piloto	Arrasto de Fundo	<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	E2L1	-	117	45	F	A	-	-
Outono	Arrasto de Fundo	<i>Etropus crossotus</i>	E5L1	100	79	11.38	IND	J	-	-
Inverno	Picaré	<i>Atherinella brasiliensis</i>	E2L1	102	85	6.92	F	J	-	2
Outono	Cerco de Roda	<i>Mugil curema</i>	E1L1	290	230	246	F	J	0.071	-
Outono	Arrasto de Fundo	<i>Synodus foetens</i>	E7L1	107	94	7.44	IND	J	-	2
Primavera	Picaré	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	E4L1	113	88	15.67	F	J	0.066	2
Inverno	Picaré	<i>Eucinostomus argenteus</i>	E1L1	88	64	8.31	IND	J	-	-
Verão	Picaré	<i>Eucinostomus argenteus</i>	E4L1	-	20	0.11	IND	J	-	-
Outono	Arrasto de Fundo	<i>Eucinostomus argenteus</i>	E1L1	79	62	5.8	IND	J	-	-
Primavera	Tarrafa	<i>Eucinostomus argenteus</i>	E2L4	75	54	4.66	IND	J	-	2

5.6 ANÁLISE DOS DADOS

5.6.1 Estimativas de abundância

Foram estimadas a densidade e a biomassa expressas, respectivamente, em número de indivíduos por m² e peso (em g) por m², para as espécies capturadas com os seguintes petrechos, cuja área superficial amostrada permite obtenção dessas unidades: arrasto de fundo, picaré, tarrafa e rede de emalhar circular.

Assumimos que a área abrangida (A) pela tarrafa fosse um círculo, logo, $A = \pi r^2$, onde r é o raio da rede. A área amostrada pelo picaré foi obtida diretamente do GPS. Para o cálculo da área da rede de emalhar circular, as posições geográficas da rede de emalhar circular obtidas em GPS foram transferidas para o Google Earth® e então a área do polígono resultante foi posteriormente calculada pelo programa GE-Path v. 1.4.5 (Sgrilo 2011). A área varrida pelo arrasto de fundo foi calculada utilizando-se a distância percorrida durante o arrasto (D, em metros) e a abertura da rede durante a operação (Sparre & Venema 1995). Como não havia informações sobre o quão aberta, horizontalmente, a boca da rede utilizada ficava durante o arrasto, considerou-se como abertura a metade da distância horizontal entre suas extremidades quando totalmente aberta, um valor normalmente empregado em estudos similares com peixes demersais costeiros (Barletta *et al.* 2005, Barletta *et al.* 2010). D foi calculada com base na distância loxodrômica, tal que

$$D = \sqrt{(\Delta\varphi^2 + q^2 \times \Delta\lambda^2)} \times R \times 1000,$$

em que, $\Delta\varphi' = \ln[\tan(\pi/4 + \varphi_2/2) / \tan(\pi/4 + \varphi_1/2)]$; $q = \cos(\varphi_1)$, $q = \Delta\varphi / \Delta\varphi'$. $\Delta\varphi$ = variação espacial latitudinal (isto é, latitude no início e fim do arrasto), $\Delta\lambda$ = variação longitudinal (isto é, longitude no início e no fim do arrasto) e R = raio da Terra (6.731 Km). Assim, a área varrida (m²) foi igual a D (m) × 2 (duas redes) × 0.5 (metade da abertura real) × 9.5 m (abertura total de rede) (Sparre & Venema 1995).

Para as redes de emalhar (emalhe e tapagem), o esforço de captura foi estimado como hora de operação por área de rede, de modo que as abundâncias foram expressas em número de indivíduos e peso (g) por m² de rede, por hora de operação.

Para o covó, a linha e o anzol, as abundâncias não foram expressas por unidade de esforço, pois não foi possível estabelecer uma efetiva padronização ao longo das campanhas. Portanto, suas capturas foram

apresentadas em valores absolutos de número total de indivíduos e peso total por espécie.

5.6.2 Estimação da riqueza total de peixes da baía

Os dados de ocorrência de espécies registradas em maré alta e em poças de maré foram reunidos por estação do ano. Com base nesse conjunto de dados gerado, a estimativa da riqueza total foi obtida utilizando curvas cumulativas de espécies (descrevendo a relação entre acumulação de amostras e da riqueza resultante), uma eficiente ferramenta analítica para estimar a riqueza total local (Longino *et al.* 2002, Canning-Clode *et al.* 2008, Dengler & Oldeland 2010). Uma abordagem baseada em critério de informação foi utilizada para selecionar o melhor modelo que se ajustou à curva. No total, cinco modelos foram avaliados (exponencial negativa, racional, logística, Lomolino e Weibull cumulativa; Dengler & Oldeland 2010), sendo aquele que apresentou o melhor ajuste indicado pelo critério de informação de Akaike.

5.6.3 Caracterização dos padrões ecológicos da ictiofauna durante a maré alta

Caracterização geral da ictiofauna

A ictiofauna da baía foi caracterizada com base na frequência de ocorrência, biomassa e densidade das espécies. Combinando essas frequências, também foi calculado o índice de importância relativa de Pinkas *et al.* (1971) para determinar a importância geral das espécies para a ictiofauna. O índice é expresso como: $IRI_i = (FD_i\% + FB_i\%) * FO_i\%$, onde $FB\%$ = frequência da densidade da espécie i ; $FB\%$ = frequência de biomassa de i ; $FO\%$ = frequência de ocorrência de i . O índice tem direta relação com a importância, com os maiores valores indicando maior importância.

Determinação de áreas de assembleias de espécies

Neste estudo, identificamos áreas dentro da baía que abrigam um conjunto de espécies relativamente homogêneo e persistente. Tais áreas são denominadas Áreas de Assembleias de Espécies (AAE) (Mahon *et al.* 1998), e, sua identificação é fundamental para execução de planos de monitoramentos e conservação eficientes, uma vez que diferentes estratégias de amostragem devem ser adotadas para assembleias com diferentes características espaciais. A hipótese de que cada habitat da baía é uma AAE foi testada utilizando análises multivariadas, com base nos dados de densidade. Para definir os dados de abundância das matrizes das análises, foi utilizada, para cada espécie, a estimativa de densidade fornecida pelo amostrador mais acurado.

Potenciais AAEs foram visualmente avaliados em ordenações de escalonamentos multidimensionais não paramétricos (NMDS). A hipótese nula de ausência de AAE foi testada utilizando análise de variância multivariada permutacional PERMANOVA (Anderson *et al.* 2008), considerando como fator AAE contendo quatro níveis (ou seja, cada habitat da baía). A PERMANOVA e o NMDS foram baseados no índice de Bray-Curtis de dados transformados pela função $\ln(x+1)$, transformação essa necessária para reduzir o efeito da ampla variação interespecífica de densidade. A análise de dispersão permutacional (PERMDISP) foi aplicada para investigar potenciais variações na dispersão multivariada entre os níveis, as quais podem afetar conclusões advindas dos resultados da PERMANOVA. Estabelecemos α em 5% e o valor de P foi definido por 9999 permutações para os testes de hipóteses. Os testes de PERMANOVA, NMDS e PERMDISP foram realizados no *software* PRIMER-E 6 v. 6.1.11 & PERMANOVA + v. 1.0.1 (Clarke & Gorley 2006).

Relação entre a estrutura da ictiofauna e os fatores ambientais

Árvores de regressão e classificação multivariada foram utilizadas para investigar a relação entre a

estrutura da ictiofauna e a temperatura, salinidade, características do sedimento (granulometria e percentual de matéria orgânica), profundidade e estação sazonal. Tais análises separam os dados recursivamente em agrupamentos sucessivamente mais homogêneos, um procedimento graficamente representado por uma classificação em árvore (De'ath 2004). Esta investigação de relação entre dados bióticos e ambientais é particularmente adequada para dados com elevada quantidade de zeros nas matrizes multivariadas (Clarke *et al.* 2008), uma condição observada nos nossos dados. Antecedendo as análises, foi investigada a potencial colinearidade entre as variáveis preditoras por meio de gráficos de dispersão e correlações de Pearson, removendo-se variáveis redundantes (ou seja, aquelas com correlação $> |0.7|$ em um par comparativo). Para redução de escalas, os dados de densidade foram transformados aplicando-se a função $\ln(x + 1)$. As árvores de regressão e classificação multivariada foram conduzidas no pacote R 'mvpart' (De'ath 2004).

5.6.4 Caracterização dos padrões ecológicos da ictiofauna em maré baixa (poças de maré)

Para identificar as espécies mais conspícuas de cada tipo de poça do Araçá, foi calculado o IRI (Pinkas *et al.* 1971) para cada tipo de poça, tal como descrito acima.

Seguindo Gibson & Yoshiyama (1999), Griffiths (2003), Grossman (1982) e Mahon & Mahon (1994) para denominação do padrão de ocupação das poças, as espécies foram classificadas em: residentes (habitam poças tanto na fase juvenil quanto na fase adulta); oportunistas (que passam uma parte do seu ciclo de vida nas poças); e transitórias (que ocorrem ocasionalmente nas poças).

A investigação de possíveis diferenças na estrutura da ictiofauna (composição das espécies e suas densidades, expressa em número de indivíduos pelo volume da poça, em m^3) entre os tipos de poça foi feita utilizando um modelo PERMANOVA de duas vias, contendo como fatores “tipos de poça” (fixo) e “campanha” (aleatório). Teste-t *a posteriori* permutacional foi empregado para verificar em quais campanhas ocorreu diferença na estrutura da ictiofauna entre os tipos de poças frente a resultados significativos da PERMANOVA. Esta baseou-se na distância modificada de Gower, escolhida por reduzir substancialmente a dispersão dentro dos grupos sem necessidade de transformação dos dados (Anderson *et al.* 2006). A PERMDISP foi aplicada para investigar a dispersão multivariada que pode afetar conclusões advindas dos resultados da PERMANOVA.

A identificação das espécies responsáveis para caracterizar a assembleia de cada tipo de poça foi conduzida utilizando o método *Indicator Species Analysis* (ISA) (De Caceres & Legendre 2009) que é baseado no índice *Indicator Value*. Este índice apresenta dois componentes: o componente A varia de zero (0) a um (1), e quando igual a 1 indica que a espécie ocorre apenas em poças de um determinado tipo; quando o valor é igual a 0 indica ocorrência similar em ambos os tipos de poça. O componente B também varia entre 0 e 1, sendo que, quando igual a 1, a espécie ocorre em todas as poças de um tipo de fundo, ao passo que o valor 0 indica que a espécie não ocorre em poça desse tipo (De Caceres & Legendre 2009).

A relação entre fatores ambientais e estrutura da ictiofauna para cada tipo de poça foi investigada separadamente, utilizando regressões múltiplas multivariadas *distance-based linear models* – DISTLM (McArdle & Anderson 2001, Anderson *et al.* 2008). Verificou-se previamente a multicolinearidade entre os fatores ambientais, tal como descrito anteriormente. Do mesmo modo que nas análises anteriores e, pelas mesmas razões, utilizamos a similaridade modificada de Gower (Anderson *et al.* 2006). Para a escolha do modelo que melhor relacionou a estrutura da ictiofauna e os fatores ambientais, utilizamos o critério de informação Bayesiana (BIC – *Bayesian Information Criterion*; Anderson *et al.* 2008). Para verificar a magnitude da relação entre os fatores abióticos constituintes do melhor modelo e a estrutura da ictiofauna, foi utilizada a ordenação restrita dbRDA (*distance-based redundancy analysis*; Anderson *et al.* 2008). A magnitude da relação entre fatores ambientais e as espécies foi inferida projetando nesta ordenação os vetores de espécies que exibiram correlação de Spearman superior a 0,2.

Para os testes de hipóteses, estabelecemos α em 5% e o valor de P foi definido por 9999 per-

mutações. Os testes de PERMANOVA, PERMDISP, DISTLM e dbRDA foram realizados no *software* PRIMER-E 6 (v. 6.1.11) + PERMANOVA (v. 1.0.1) (Clarke & Gorley 2006).

5.7 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

A aplicação do desenho amostral e dos métodos analíticos adotados gerou importantes informações ecológicas sobre ictiofauna da Baía do Araçá a serem apresentadas em futuras publicações. Os métodos de amostragem da composição e riqueza de espécies da ictiofauna utilizados nesse estudo são frequentemente empregados em levantamentos de peixes marinhos costeiros (e.g. Rozas & Minello 1997, Rotherham *et al.* 2012). Uma característica intrínseca de qualquer amostrador é o viés amostral. No âmbito dos amostradores de ictiofauna costeira, esse viés se traduz em diferentes efetividades nos diferentes compartimentos da ictiofauna. Assim, a combinação dos métodos de amostragem aqui empregados trouxe um benefício evidente à qualidade dos dados, pois, ao reduzir o viés, incrementou a probabilidade de detecção de espécies e, conseqüentemente, a acurácia do modelo de estimação da riqueza total de espécies de peixes da baía. Evidentemente, a inclusão de novos amostradores ao nosso protocolo incrementaria ainda mais a acurácia das estimações, no entanto, isso geraria uma indesejada elevação nos custos financeiros do trabalho de campo, tornando-o inviável. A investigação do efeito da inclusão de novos amostradores sobre a estimação da riqueza poderá ser foco de futuros estudos.

Com sucesso, identificamos as áreas de Assembleias de Espécies (AAEs), as quais poderão ser o ponto de partida para o estabelecimento do futuro monitoramento ecológico da ictiofauna do Araçá. Além disso, os fatores reguladores da fauna de peixes foram identificados subsidiando o estabelecimento de hipóteses sobre quais processos governam a ictiofauna local. No estudo, combinamos testes de hipótese (PERMANOVA) com análises de *gradie* na forma de ordenações não restritas (e.g. NMDS) e restritas (e.g. dbRDA). Esse procedimento é bastante informativo, uma vez que gera tanto uma resposta objetiva (ou seja, apresenta quais são AAEs na maré alta e identifica diferenças entre a ictiofauna dos diferentes tipos de poças), quanto apresenta gradientes de fauna dentre as AAEs e as poças, trazendo mais realismo para a representação estatística do fenômeno de variação espacial da comunidade de peixes da baía.

Neste estudo, tínhamos como foco central amostrar o maior número de espécies possíveis, bem como estimar de forma mais acurada as abundâncias para as diferentes espécies que vivem no Araçá, em ambas as condições de maré. Isso demandou, em cada campanha, o uso de diferentes técnicas de amostragem, bem como um grande esforço espacial de amostragem. Conseqüentemente, a dimensão espacial do desenho e esforço amostral tiveram prioridade sobre a dimensão temporal. Um incremento do esforço temporal de amostragem, reduzindo a escala temporal (executando, por exemplo, amostragens com frequências diárias, semanais ou mensais), não foi possível, em razão de limitações logísticas. Questões éticas também influenciaram na determinação do esforço de amostragem. Pelo fato de não conhecermos a taxa de reposição do ecossistema e das populações de peixes após a amostragem, não poderíamos incrementar o esforço de amostragem em uma importante área para os pescadores locais, e eventualmente, impactar seus recursos pesqueiros, e a biodiversidade local, que abriga diversas espécies legalmente ameaçadas.

Um problema gerado por se amostrar em noites sucessivas é a falta de independência entre as amostras de cada noite, um pressuposto importante para muitos testes estatísticos. O ideal do desenho amostral seria aleatorizar as noites para a amostragem com cada amostrador e não se efetuar amostragens sequenciais. Para essa situação ideal, teríamos que deslocar toda a equipe e nossos equipamentos de São Paulo a São Sebastião para amostragem com apenas um único amostrador na noite sorteada e então retornar a São Paulo. Essa mesma empreitada deveria ser feita para a próxima noite sorteada e assim sucessivamente. Essa abordagem teria sido logística e financeiramente inviável pois elevaria substancialmente o custo, além do fato de

não termos sempre a equipe disponível para os dias sorteados. Uma alternativa analítica para essa condição foi amostrar em noites sucessivas, sortear o amostrador que seria usado em cada noite e considerar “noite” um fator aleatório, evitando-se o problema da pseudo-replicação (Millar & Anderson 2004, Anderson *et al.* 2008). Uma outra alternativa seria o uso de análises de ordenações as quais possuem poucos pressupostos (Rolecek *et al.* 2007, Clarke *et al.* 2008).

Um monitoramento da ictiofauna que deve ser exigido em caso de descaracterização da área frente às ampliações portuárias, poderá ser elaborado baseando-se neste estudo, desde que a priorização da dimensão espacial de amostragem seja o objetivo do monitoramento. Caso exista a necessidade de monitorizar variações na ictiofauna em escalas temporais menores (por exemplo, variações mensais, diária e entre fases do ciclo diário de maré), a frequência de amostragem a ser adotada deverá ser maior do que a aqui utilizada dentro das quatro estações sazonais. Nesse caso, a taxa de recomposição do sistema bentônico e das populações susceptíveis aos amostradores de arrasto (picaré e arasto com portas) deverá ser determinada antecedendo as amostragens, de modo a evitar seus impactos negativos no ambiente.

Em síntese, alcançamos, com sucesso, os objetivos do estudo ao obter sólidas descrições dos padrões ecológicos da ictiofauna, demonstrando que o desenho e esforço amostral, bem como os procedimentos de análises, foram adequados.

5.8 ESTRUTURA DA ICTIOFAUNA EM COMPRIMENTO, PESO E IDADE DAS ESPÉCIES MAIS FREQUENTES

Individualmente, o desenvolvimento ontogenético dos peixes depende de complexas interações fisiológicas que promovem crescimento (somático e reprodutivo), viabilizado a partir da energia obtida via alimentação (Saborido-Rey & Kjesbu 2005). Ao nível de uma população, considerando-se um conjunto de indivíduos, estes mesmos processos agem em conjunto, aos quais pode-se adicionar o recrutamento e a mortalidade (Vaz-dos-Santos 2015 a, b).

Para avaliar o crescimento, a idade e a reprodução, ao nível individual ou populacional, a mensuração de comprimentos corporais, a aferição do peso e a obtenção de estruturas de aposição (como otólitos) e de gônadas viabilizam a aplicação de diversas metodologias disponíveis (FAO 1981, Vazzoler 1981).

Considerando que a compreensão do uso de ecossistemas costeiros pela ictiofauna e dos efeitos antrópicos sobre ela (pesca, alterações de fisionomias costeiras, entre outras) depende destes aspectos (Rossi-Wongtschowski 2010 a, b), desenvolvemos a metodologia aplicada ao estudo da ecologia populacional, apresentada a seguir.

5.8.1 Campo

As amostragens de campo estão apresentadas acima, no item Campo.

5.8.2 Atividades em laboratório

Após identificação das espécies, a mensuração de cada exemplar foi feita com eles deitados em seu flanco direito sobre ictiômetro, sendo obtidas as medidas rotineiras para peixes (Sparre & Venema 1998). A obtenção do comprimento total (Ct) foi realizada da ponta do focinho ao término da nadadeira caudal, disposta em posição natural. É fundamental informar sempre a posição da nadadeira caudal na mensuração do Ct: deixá-la em posição natural ou “alisada” (quando as extremidades são aproximadas ao eixo horizontal central) causa diferenças em tamanho. Também foi medido o comprimento padrão (Cp), da ponta do foci-

nho ao término da coluna vertebral, no uróstilo. A identificação desta posição foi feita com os dedos, dobrando levemente o pedúnculo caudal, projetando-se a medida no ictiômetro. Após medição, os exemplares foram pesados em balança analítica, para registro da massa (peso total – Pt, em gramas).

A identificação do sexo nos teleósteos foi feita macroscopicamente, seguindo Vazzoler (1996). Na maioria das espécies, os ovários apresentam-se como órgãos cilíndricos em corte transversal, com coloração amarelada que se intensifica, juntamente com a irrigação ao longo do desenvolvimento gonadal; os testículos são triangulares em corte transversal, com aspecto branco leitoso que se acentua ao longo da maturação, assim como seu aspecto lobular. A figura 5.13 ilustra o processo de retirada de uma gônada, no caso um ovário, em laboratório. Em peixes jovens com gônadas pequenas e de difícil visualização e nas espécies de pequeno porte, solução de Bouin foi pingada na cavidade abdominal, ressaltando a gônada pela cor amarela. Para os poucos elasmobrânquios capturados, a identificação do sexo se baseou na morfologia externa da nadadeira pélvica, com a presença de cláspers nos machos (Musick & Ellis 2005).

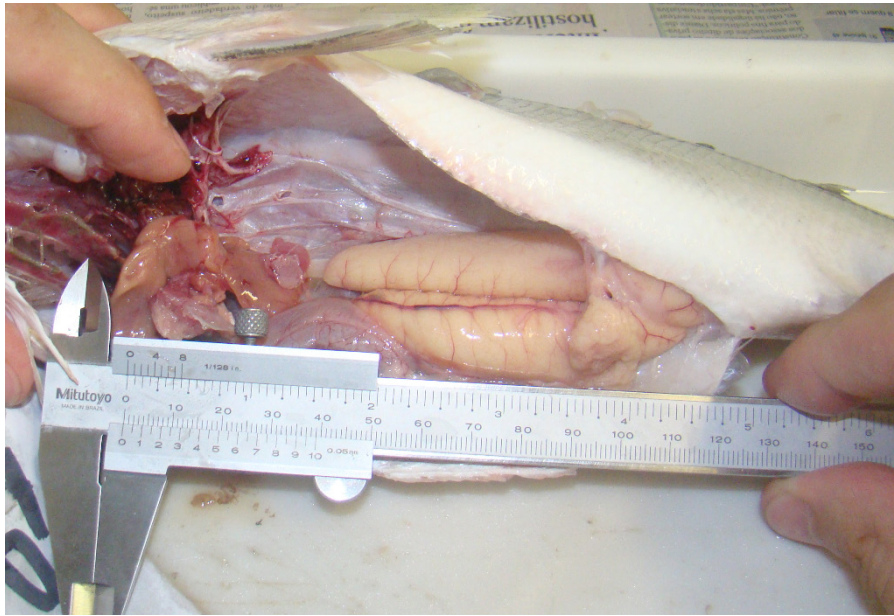


Figura 5.13. Observação macroscópica do sexo de acordo com o aspecto visual das gônadas. *Foto:* André M. Vaz-dos-Santos.

A fase de desenvolvimento gonadal (EM) dos teleósteos foi inicialmente analisada pela observação macroscópica, sendo considerados jovens (J) os indivíduos imaturos e, adultos (A) os que se encontravam nas outras fases de maturação gonadal (adaptado de Brown-Petersen *et al.* 2011). Após isto, as gônadas foram pesadas em balança analítica (Pg, gramas) e aquelas representativas de diferentes fases foram fixadas em formol tamponado a 10%. A fixação inicial foi feita em placa de Petri, para que o enrijecimento paulatino da gônada pelo processo de fixação preservasse sua forma. Após isto, o material foi transferido para frascos com a devida identificação. A cada coleta, as gônadas foram enviadas para preparação histológica (lâminas com cortes transversais corados com hematoxilina-eosina), sendo submetidas à análise microscópica para verificação da acuidade da identificação macroscópica (Dias *et al.* 1998).

Os otólitos *sagittae* dos teleósteos foram retirados das cápsulas auditivas, lavados, secos e armazenados em microtubos plásticos de fechamento (Panfili *et al.* 2002), para registro de biodiversidade (Rossi-Wongtschowski 2015) e objetivando estudos de crescimento e ciclo de vida (Vaz-dos-Santos 2015b).

Todo este rol de informações foi anotado em planilha padrão, devidamente codificada, para posterior digitação em banco de dados (Tabela 5.3).

Tabela 5.3. Exemplo de planilha utilizada para catalogação de dados biológicos das espécies (N° número individual de registro de cada exemplar; Ct = comprimento total, Cp = comprimento padrão; Pt = peso total; EM = fase de desenvolvimento gonadal; Pg = peso da gônada; Pe = peso do estômago; S = sim).
 Fonte: Laboratório de Ictiofauna e Crescimento (LABIC-IOUSP).

Arte de Pesca		Arrasto de Fundo		Data (triagem)		14/03/2013		Data (coleta)		13/03/2013	
Espécie		<i>Etropus crossotus</i>		Estação/Lance		E1L1					
N°	Ct (mm)	Cp (mm)	Pt (g)	Sexo	EM	Pg (g)	Pe (g)	Otólitos	Músculo	Obs	
2	110	90	15.8	IND	J	-	S	2	S		
3	115	97	18.22	IND	J	-	S	2	S	1 oto quebrado	
4	97	80	9.93	IND	J	-	S	2	S		
5	91	75	8.37	IND	J	-	S	2	S		

5.8.3 Análise dos dados

As espécies-alvo para estudo de ecologia populacional compreenderam aquelas com constância, quantidade e amplitude de comprimentos totais em todas as amostragens, exceto na piloto (Tabela 5.4). Os dados dos exemplares capturados por diferentes artes de pesca foram agrupados para as análises sobre estrutura das populações. Distribuições de frequência de indivíduos por classes de comprimento total, por época de coleta, foram construídas, para verificar quais estratos populacionais ocorreram na Baía do Araçá. Quando pertinente, estas distribuições foram comparadas estatisticamente, sendo testadas sequencialmente no tempo com o teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar 2010).

Tabela 5.4. Rol de ocorrência numérica, em termos de amostragem biológica, das principais espécies de peixes da Baía do Araçá nas diferentes coletas.

Espécie	2010-10 Piloto	2013-03 Outono	2013-07 Inverno	2013-10 Primavera	2014-01 Verão	Geral
<i>Eucinostomus argenteus</i>	3°	1°	3°	1°	1°	1°
<i>Atherinella brasiliensis</i>	7°	4°	2°	2°	3°	2°
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	1°	12°	1°	6°	5°	3°
<i>Mugil curema</i>	4°	3°	4°	5°	2°	4°
<i>Diapterus rhombeus</i>	2°	7°	6°	3°	4°	5°
<i>Harengula clupeiola</i>	11°	16°	5°	4°	13°	6°

Para estudo do crescimento relativo, a relação comprimento-peso (Ricker 1975) foi ajustada, de acordo com o modelo potencial (Huxley 1993):

$Pt = a Ct^b$, em que: Pt – peso total; Ct – comprimento total; a – fator de condição; b – constante alométrica.

O ajuste dos modelos foi realizado por meio do método iterativo não linear dos mínimos quadrados, sendo a adequação dos modelos verificada pela análise residual e do valor do coeficiente de determinação (r^2) (Vaz-dos-Santos 2015b). Esta análise foi realizada apenas para as espécies com um número igual ou superior a 20 indivíduos e com amplitude de comprimentos representativa da espécie ou da fase de vida capturada na Baía do Araçá.

O estudo do crescimento absoluto das principais espécies foi realizado com base em duas metodologias: na análise da estrutura em comprimentos e na leitura de otólitos (Fonteles-Filho 2011). Foram estimados os parâmetros de crescimento do modelo de von Bertalanffy e de sua variante com oscilação estacional (Somers 1988 *apud* Gayanilo & Pauly 1997):

$$C_t = C_\infty [1 - e^{-K(t-t_0)}]$$

$$C_t = C_\infty \{1 - e^{-K(t-t_0) - (CK/2\pi) [\text{seno } 2\pi(t-ts) - \text{seno } 2\pi(t_0-ts)]}\}$$

em que: C_t – comprimento total na idade t ; C_∞ - comprimento máximo teórico; K – taxa de crescimento; t – idade no comprimento C_t ; t_0 – idade teórica de comprimento zero; C – constante de oscilação estacional do crescimento; $ts = \textit{winter point} - 0,5$.

No caso de *Eucinostomus argenteus*, *Atherinella brasiliensis*, *Haemulopsis corvinaeformis*, *Mugil curema* e *Diapterus rhombeus*, as estimativas da taxa de crescimento (K) foram realizadas com a rotina ELEFAN I (*Electronic Length Frequency Analysis*) do Programa FiSAT II (FAO-ICLARM Stock Assessment Tools) (Gayanilo *et al.* 2005). Foi utilizada a rotina K-scan do ELEFAN I e, para calibrá-la, o valor do comprimento máximo teórico foi calculado pela fórmula de Taylor ($C_\infty = C_{t_{\text{máximo}}}/0,95$) (Pauly 1984), usando o comprimento total máximo obtido na amostra. Ajustes do modelo de von Bertalanffy foram feitos com e sem oscilação estacional, sendo C testado de zero a um em intervalos de 0,25 ($T_{\text{local}} = 10^\circ\text{C}$). A idade teórica para o comprimento zero foi estimada com a fórmula empírica de Pauly [$\log(-t_0) = -0,3922 - 0,2752 \log C_\infty - 1,038 \log K$] (Pauly 1984).

Os parâmetros de crescimento estimados com base no método da progressão modal foram utilizados para calcular as idades relativas individuais com o modelo de von Bertalanffy invertido e construção de chave idade-comprimento (Ricker 1975).

No caso de *Orthopristis ruber* e de *Oligoplites saurus*, o método de Bhattacharya foi aplicado para decompor as modas de uma distribuição de frequência indivíduos por classe de comprimentos com os dados de todas coletas agrupadas (Sparre & Venema 1998). Os comprimentos médios por moda foram obtidos para a conversão em idades com dados de literatura.

A leitura de anéis em otólitos foi realizada para *Haemulopsis corvinaeformis* e para *Mugil curema*. Para ambas as espécies foram aplicadas as técnicas rotineiras de estudo do crescimento (FAO 1981, Panfili *et al.* 2002), o que envolveu as seguintes etapas:

1. obtenção do comprimento, altura e peso dos otólitos, para análises de regressão e verificação da representatividade dos otólitos para o estudo do crescimento;
2. estabelecimento da melhor técnica de visualização dos anéis, que no caso de *Mugil curema* consistiu na observação de otólitos inteiros imersos em xilol (Giombelli-da-Silva 2015), e para *Haemulopsis corvinaeformis* se deu por meio de cortes transversais medianos;
3. três leituras independentes de anéis: contagem do número de anéis, medição do raio da estrutura e dos anéis, anotação sobre o tipo de borda, se translúcida ou opaca.

A atribuição de idade para *M. curema* dependeu de estudo prévio realizado com a espécie no estado de São Paulo (Cergole 1986), no qual a formação de anéis já havia sido validada, ou seja, já havia um diagnóstico prévio sobre periodicidade e época de formação dos anéis. No caso de *H. corvinaeformis*, a idade não foi atribuída e o ajuste da curva de crescimento foi feito com base em comprimentos deanéis. Chaves idade (anel) – comprimento foram construídas (Ricker 1975). Para estas espécies, estimativas obtidas pela análise de comprimentos e da leitura de otólitos foram comparadas.

A análise da fase de desenvolvimento gonadal (maturidade) das espécies da ictiofauna da Baía do Araçá foi feita com base na análise histológica de gônadas, classificadas nos diferentes estágios (Brown-Peterson *et al.* 2011): imaturas, em desenvolvimento, capazes de desovar, em regressão e em recuperação.

A partir desta classificação, foram corrigidos os erros iniciais de atribuição macroscópica da fase de desenvolvimento gonadal, sendo ajustadas as classificações de jovens (J) e adultos (A). Esta informação, juntamente com a identificação do sexo (se jovens com sexo não identificado ou adultos com sexo identificado) foi analisada por classe de comprimento total, com os dados de todas as coletas agrupados.

5.8.4 Banco de dados

As informações biológicas dos espécimes foram organizadas em *software* específico para a construção de banco de dados e não planilha, com campos para a inserção de variáveis qualitativas e quantitativas devidamente configurados (precisão decimal, valores permitidos, entre outros). Foram implementadas rotinas de hierarquia e restrições para a inserção de informações. Estes procedimentos reduzem sobremaneira os erros decorrentes de digitação, anotações erradas, entre outros. Exemplificando: a inserção de dados da terceira leitura de otólito de *H. corvinaeformis* (número de anéis, raios dos anéis, tipo de borda) só foi possível pois já havia dados das leituras anteriores, informações biológicas do exemplar (comprimentos, pesos) e de sua coleta (data, local, aparelho de pesca, etc.).

5.8.5 Análise crítica da metodologia adotada

A não realização de amostragens mensais tornou as escalas espacial e temporal (Castello 2011) incompatíveis no estudo da ecologia populacional. Obviamente, o dinamismo da ciência nos dez anos entre as primeiras ideias do projeto *Biota-Araçá* e sua conclusão tem peso nesta questão, chamando a reflexão para uma questão: quão atuais nossos métodos e resultados serão no momento da conclusão de um projeto?

Os resultados da ecologia populacional deram suporte às duas perguntas iniciais do Sistema Nectônico, mas não as responderam plenamente para explicar a utilização da área para reprodução dos peixes. Esta explicação seria mais adequada se advinda de estudos baseados em coletas mensais (quicá quinzenais), dada a área da Baía do Araçá. Entretanto, a função da baía para crescimento e alimentação da ictiofauna pôde ser compreendida.

Estabelecido o desenho amostral, independentemente de elementos quantitativos diversos, sejam os de suficiência amostral (Krebs 1999) ou os indicadores ecológicos (Magurran 2011), esta condição foi obtida somente para seis espécies das 126 que ocorreram na Baía do Araçá. Esta definição sobre quais seriam as espécies principais da ecologia populacional ficou clara somente em julho de 2013, na coleta de inverno, fato que traz algumas consequências para as metodologias aplicadas, como comentado a seguir.

Os dados de comprimento total de peixes, por si só, constituem uma informação valiosa para a aplicação de diversas técnicas de estudos de crescimento, mortalidade, reprodução e seletividade (Csirke 1980, Sparre & Venema 1998, Froese & Binohlan 2000). Estas informações podem ser facilmente obtidas e sem grandes custos, mas tiveram pertinência analítica somente para as principais espécies e para o linguado *Etropus crossotus*, oitava espécie no rol da ecologia populacional. As demais espécies não cumpriram os requisitos de presença e quantidade, entretanto este não é um problema, mas sim um resultado.

Exceto para *H. clupeiola*, os comprimentos obtidos ao longo das coletas permitiram diagnosticar o crescimento das espécies a partir do método de progressão modal (Gayanilo *et al.* 2005), embora as idades devam ser interpretadas como idades relativas.

Para *H. corvinaeformis*, cujo crescimento também foi analisado a partir da leitura de otólitos, os valores obtidos dos parâmetros de crescimento foram muito diferentes ($K_{\text{comprimentos}} = 1,3 \text{ ano}^{-1}$ e $K_{\text{otólitos}} = 0,2204 \text{ ano}^{-1}$). Apesar de ainda não termos um diagnóstico adequado sobre a taxa de crescimento e, consequentemente, a idade dos peixes, a periodicidade amostral e a impossibilidade de realizar validação da leitura de anéis (Campana 2001) tornam a tomada de decisão, neste caso, um tema complexo.

Sobre *M. curema*, a existência de estudo prévio com otólitos (Cergole, 1986), em área também do estado de São Paulo, permitiu uma melhor interpretação destas estruturas e análise comparativa entre os parâmetros de crescimento e a estrutura etária obtidos com os dois métodos utilizados. As taxas de crescimento foram semelhantes ($K \sim 0,24 \text{ ano}^{-1}$) e houve coerência na idade atribuída para peixes de um a quatro anos; peixes mais velhos só foram adequadamente identificados na leitura de otólitos (Giombelli-da-Silva 2015). Segundo esta autora, o monitoramento da população de *M. curema* pode ser feito por meio da análise de comprimentos, embora a leitura de anéis em otólitos deva ser periodicamente checada para verificar se o método continua expressando a idade e o crescimento.

Quanto à análise de otólitos de *E. argenteus*, *A. brasiliensis* e *D. rhombeus* para os estudos de idade e crescimento, elas foram iniciadas, incluindo a medição destas estruturas para análise do crescimento relativo (Vaz-dos-Santos *et al.* 2014).

Em relação aos aspectos reprodutivos das diferentes espécies, os problemas extrapolaram, e muito, a questão de atribuição de maturação (Dias *et al.* 1998). A identificação macroscópica do sexo em peixes de grande porte e com gônadas em atividade (em desenvolvimento, capazes de desovar ou em regressão, *sensu* Brown-Peterson *et al.* 2011), não foi problemática. Entretanto, nas espécies de pequeno porte e em peixes que no momento da captura não estavam no período reprodutivo, a identificação macroscópica do sexo não foi viável. Jovens ainda imaturos foram corretamente assinalados com sexo não identificado (NI); porém, para os adultos fora do período de atividade reprodutiva, classificar o sexo como NI constituiu uma fonte de erro.

Foi possível, com dados de identificação do sexo e de maturação gonadal, identificar jovens e adultos por classes de comprimento total, informação já disponibilizada (Vaz-dos-Santos & Gris 2016). Devido à ocorrência de variação sazonal dentre as espécies, a definição de quais espécies eram as principais no ecossistema, e que, portanto, deveriam ser analisadas, ocorreu apenas a partir da última coleta, fazendo com que o esforço das análises histológicas das gônadas não fosse direcionado desde o início, e limitando os diagnósticos. Idealmente, a análise histológica de gônadas de machos e de fêmeas deve ser feita somente quando do encerramento das coletas e definição clara das principais espécies e gônadas disponíveis.

A Baía do Araçá, sujeita às marés diárias, apresenta seu uso pela ictiofauna de áreas e habitats adjacentes, sendo poucos os residentes da área, como *Ctenogobius boleosoma* e *Etropus crossotus*. Apesar da estrutura ictiica do Araçá não ser exatamente aquela do Canal de São Sebastião (Rossi-Wongtschowski *et al.* 2008), mas sim uma combinação daquela que é encontrada em diferentes ambientes marinhos, constata-se que a área é utilizada para crescimento, principalmente das fases iniciais do ciclo de vida. A quantificação desta importância, a ser dada pelas áreas de ecológica trófica e modelagem ecológica, poderão quantificar esta contribuição.

Um aspecto relevante para a ciência no país, e que afetou a área de ecologia populacional, foi a dificuldade em alocar mão de obra técnica exclusiva para os estudos de reprodução, idade e crescimento, todos eles muito complexos, o que gerou adiamento dos resultados. O fato é que as agências de fomento entendem que o trabalho técnico deve ser contrapartida institucional das universidades e institutos de pesquisa. Lastimavelmente esta não é a realidade, pois o cargo técnico praticamente não existe mais fora do âmbito administrativo.

5.9 DIETA DOS PEIXES

O recurso alimentar utilizado é um dos fatores limitantes para a sobrevivência e continuidade das populações (Gerking 1994, Wootton 1995). Nesse sentido, as relações alimentares e a organização trófica de um ecossistema são informações necessárias para entender a estrutura e função de uma comunidade (Soares *et al.* 2008).

Com essa concepção, foi desenvolvido o estudo da dieta dos peixes de forma a contribuir com a linha (2) Ecologia populacional da ictiofauna, identificando os principais recursos alimentares utilizados. Assim, objetivou-se descrever a composição da dieta das espécies representativas de peixes com a finalidade de identificar as principais presas utilizadas e comparar a importância temporal dos itens alimentares.

5.9.1 Campo

Periodicidade amostral

A amostragem foi delineada para coletar conteúdos estomacais das espécies no verão e inverno. A escolha dessas épocas teve como base informações climatológicas da superfície marinha (Wainer & Tashetto 2008) e das condições hidrográficas da área adjacente à Baía do Araçá, o Canal de São Sebastião (Castro *et al.* 2008). Segundo os últimos autores, a temperatura das águas superficiais tem um caráter sazonal marcado e as condições hidrográficas também apresentam um padrão diferenciado entre primavera-verão e outono-inverno, associado à ACAS (Água Central do Atlântico Sul). As coletas foram realizadas nos meses de março e julho de 2017, de forma integrada com as dos levantamentos de espécies.

Seleção de espécies

Três critérios nortearam a escolha das espécies: abundância, hábito alimentar e importância comercial. Para essa seleção, inicialmente, foi utilizado o conhecimento pretérito sobre a ictiofauna (Rossi-Wongtschowski *et al.* 1997, 2008, Soares *et al.* 2008, Governo do Estado de São Paulo 2012), informações permutadas durante o I *Workshop*, informações dos pescadores locais e os resultados da coleta piloto realizada em outubro de 2012. No decorrer dos trabalhos de amostragem, a lista prévia foi sendo modificada, incluindo espécies não previstas, as quais passaram a apresentar ocorrência expressiva e/ou outras para as quais não havia informação alimentar no Canal de São Sebastião.

Tamanho da(s) amostra(s)

A área foi considerada como uma unidade, tendo sido planejada a coleta de 50 tratos digestórios em cada época do ano, por espécie. Subamostras foram retiradas ao acaso de amostras grandes como, por exemplo, de *Diapterus rhombeus* e *Sardinella brasiliensis*.

5.9.2 Atividades em laboratório

Dados dos exemplares e dos estômagos

De cada exemplar foram obtidos comprimento total (mm) e massa (g). Dos estômagos foram obtidos: massa total de cada conteúdo; ocorrência, número e massa dos itens alimentares.

5.9.3 Banco de dados

Para a construção de um banco de dados primários que permita a comparação temporal e por

tamanho dos peixes, são necessárias as seguintes informações: dados abióticos (local de coleta; data da coleta; dados físico-químicos); dados do predador (espécie; comprimento individual; peso individual); dados da presa (identificação taxonômica; número de indivíduos de cada táxon; massa dos organismos do táxon) (Lopez 2011).

5.9.4 Análise dos dados

Importância dos itens alimentares

Obtida por meio do cálculo das frequências de ocorrência (O%), numérica (N%) e massa percentual (M%) (Hyslop 1980), e do Índice de importância relativa – IIR (Pinkas *et al.* 1971) dado pela fórmula $IIRi\% = [O_i \% \times (N_i \% + M_i \% \times 100)] / \sum [O_i \% \times (N_i \% + M_i \%)]$.

Grupos tróficos

A classificação das espécies em grupos tróficos foi baseada nos resultados do IIR% dos itens alimentares. Os itens que apresentaram maiores proporções em IIR% e que, cumulativamente, totalizaram 70% ou mais foram arbitrados como principais, para comparação com as informações sobre o hábito alimentar disponíveis na literatura.

Análises multivariadas

Para 12 espécies representativas da baía, consideradas indicadoras de partilha dos recursos alimentares, foram aplicadas análises multivariadas para identificação dos grupos tróficos (Arantes 2014). Nesse trabalho, aos dados de IIR% dos itens alimentares foi aplicado o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, cujas matrizes foram utilizadas tanto para gerar o dendrograma UPGMA quanto para a ordenação nMDS (*non-metric multidimensional scaling*). Foi também aplicada análise de PCA (*Principal Component Analysis*), que permite identificar os itens mais importantes para separação dos grupos.

5.9.5 Análise crítica da metodologia adotada.

No contexto de um projeto multi e inter-disciplinar bastante abrangente, os resultados obtidos foram suficientes para atingir os objetivos propostos.

A experiência adquirida em projetos temáticos anteriores em sistema de plataforma continental foi aperfeiçoada com a execução deste projeto num sistema de planície de maré; executou-se um plano com custo/benefício baixo tanto em tempo quanto em recursos humanos. Foi uma oportunidade ímpar para a iniciação científica e formação de mestres e doutores.

Uma informação mais precisa da composição da dieta poderia ser obtida a partir de análises de amostras com maior número de estômagos cheios de conteúdo, que são indicadores de ingestão recente e que apresentariam maior proporção de presas inteiras (Soares & Apelbaum 1994). No entanto, como essa abordagem exige um tempo maior para a obtenção de resultados, é mais viável em estudos mais detalhados sobre o hábito alimentar de poucas espécies. Além disso, haveria necessidade de maior número de pessoas treinadas e capacitadas para a identificação taxonômica dos itens alimentares.

Ocorreram problemas na conservação de estômagos que inviabilizaram as amostras de algumas espécies, decorrentes da sua não fixação pela solução de formalina, que possivelmente estava alterada. Outro problema foi relacionado à dissecação incorreta do trato digestório, caso do peixe-rei *Atherinella brasiliensis*, que pode ser sanado, retirando-se sempre o trato digestório inteiro. Houve também dificuldade de identificação taxonômica dos conteúdos estomacais, o que prejudicou a obtenção de dados locais de uma das espécies

abundantes da ictiofauna (parati, *Mugil curema*); este caso poderia ter sido resolvido com a colaboração de especialistas, o que foi tentado sem sucesso, dado o tempo de vigência do projeto. Em todos os casos citados, a classificação trófica foi baseada na literatura e tanto a via quanto a posição trófica foram analisadas por meio das razões de isótopos estáveis de nitrogênio e carbono.

5.10 BIOMARCADORES DE CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

Embora não programada inicialmente, a avaliação de contaminantes ambientais nos peixes da Baía do Araçá por meio de biomarcadores químicos, bioquímicos e celulares, foi executada, para detectar a ocorrência de efeitos deletérios de poluentes em algumas espécies de peixes

A degradação da qualidade ambiental da Baía do Araçá tem aumentado significativamente nas últimas décadas, em decorrência de ações antrópicas. Os impactos gerados pela ação de poluentes ambientais, principalmente em organismos aquáticos, como os peixes, que ocupam posição de destaque na cadeia trófica, estão cada vez mais evidentes.

Assim, este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos diretos e indiretos desse impacto, por meio de biomarcadores de contaminação ambiental, química, bioquímica e celular em órgãos e tecidos de alguns peixes.

Os biomarcadores de contaminação ambiental podem ser definidos como alterações biológicas em resposta a exposição de organismos vivos a poluentes ambientais, as quais podem ser mensuradas, indicando a presença e, em alguns casos, o grau de contaminação (Walker *et al.* 1996). Evidenciados desde os níveis mais básicos de organização biológica, os biomarcadores permitem avaliar os efeitos dos xenobióticos no ecossistema e suas interações, e prognosticar se este será capaz de exercer ou não efeitos deletérios sobre uma comunidade específica (Huggett *et al.* 1992). Apresentam relativa especificidade toxicológica, rapidez e baixo custo de análises (Stegeman *et al.* 1993, Hahn 2001).

Para o estudo na Baía do Araçá, exemplares de *Mugil curema* (parati), *Epinephelus marginatus* (garoupa) e *Haemulon steindachneri* (corcoroca) tiveram o sangue, a bile e o fígado coletados, fixados e congelados em nitrogênio líquido para análises posteriores. Os parâmetros genotóxicos foram determinados por meio de avaliações das alterações nucleares eritrocitárias (ANE) e detecção de micronúcleo (MN) nos eritrócitos dos peixes. Lâminas de extensão sanguínea foram preparadas e coradas com iodeto de propídio, sendo suas imagens obtidas em microscópio de fluorescência Nikon E.1000M. Para a detecção de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs), a bile de cada exemplar das espécies utilizadas foi retirada e analisada por meio de Espectrofotometria de Fluorescência-UV em modo síncrono (SPEX Fluorolog 1681). As enzimas antioxidantes, catalase (CAT), superóxido dismutase (SOD) e glutathione S-transferases (GST) estão tendo suas atividades determinadas.

5.10.1 Campo

Os peixes das espécies *M. curema*, *E. marginatus* e *H. corvinaeformis* foram coletados por diferentes métodos de pesca na Baía do Araçá nos períodos de inverno de 2013 e verão de 2014.

De acordo com os procedimentos autorizados pela Comissão de Ética na Experimentação Animal do ICB/USP, os exemplares de peixes obtidos foram anestesiados com benzocaína 2% e tiveram seus comprimentos e pesos medidos. O sangue periférico foi coletado por punção caudal com o auxílio de seringas previamente heparinizadas, assim como a bile.

5.10.2 Atividades em laboratório

Índices somáticos

A avaliação morfológica macroscópica foi feita de acordo com Weibel *et al.* (1969).

Foi calculada a relação entre o peso corporal do animal e o peso do fígado, expresso pelo índice hepatossomático e o fator de condição, de acordo com as seguintes fórmulas:

FC= fator de condição [peso do corpo (g)/ comprimento do corpo(mm)³x100]

IHS= índice hepatossomático [peso do fígado (g)/peso do corpo] x 100.

Micronúcleo

Para as identificações de alterações eritrocitárias nucleares (ANE) e micronúcleo (MN), o sangue periférico foi retirado por punção caudal com seringas previamente heparinizadas, e lâminas de extensão foram confeccionadas. As lâminas contendo os esfregaços foram fixadas em metanol (PA) e colocadas em *freezer* (-10°C) por 30 minutos. Após essa etapa, as lâminas foram enxaguadas com água destilada e deixadas para secar em temperatura ambiente. Por fim, foram coradas com iodeto de propídio (Sigma[®]), na concentração de 0.1mg/mL. As imagens foram analisadas e capturadas em microscópio Nikon ECLIPSE E1000M (528 e 553 nm).

Anormalidades nucleares foram classificados de acordo com Carrasco *et al.* (1990).

Bile

A determinação de HPAs total na bile dos peixes foi realizada por fluorescência em modo síncrono. As amostras de bile foram coletadas de cada peixe utilizando-se seringas de vidro. Posteriormente, as amostras de bile foram diluídas em metanol a 48%, acondicionadas em frascos âmbar e mantidas sob refrigeração a 4°C. As análises foram feitas no Instituto de Química/USP por Espectrofotometria de Fluorescência-UV (*Synchronous Fluorescence Spectroscopy* – SFS) utilizando SPEX Fluorolog 1681, em modo síncrono para os comprimentos de onda de excitação e emissão de 250/610 nm de acordo com o método de Ariese *et al.* (1993).

Enzimas antioxidantes

Homogeneização de tecidos: fragmentos de fígado dos peixes foram retirados e homogeneizados em tampão fosfato 0,1M; pH 8.0 utilizando Ultra-Turrax (IKA) sob refrigeração constante. Em seguida, o homogenato foi centrifugado a 14.000 x g por 20 minutos a 4°C. O sobrenadante, fração S9 hepática, foi coletado e colocado em ampolas criogênicas, as quais foram acondicionadas em *freezer* -80°C para posteriores análises enzimáticas (Salvo *et al.* 2012).

1. Conteúdo proteico: A determinação do conteúdo proteico foi realizada segundo o método de Bradford (1976), utilizando-se como padrão soro albumina bovino (SIGMA[®]).

2. Atividade da Catalase: A velocidade de decomposição da H₂O₂ pela enzima foi acompanhada pelo decréscimo da absorbância a 240 nm, em espectrofotômetro de acordo com Aebi (1984) modificado para microplaca. Os valores de atividade da CAT foram expressos em mmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹.

3. Atividade da Superóxido Dismutase: As SOD (Cu,Zn-SOD+ Mn-SOD) foram medidas com base na capacidade dessas enzimas de inibir a redução do azul de nitrotetrazólio (NBT) pelo ânion superóxido (O₂^{•-}) gerado a partir da auto-oxidação da hidroxilamina em pH alcalino (Crouch *et al.* 1981). A reação foi iniciada com a adição rápida de solução de carbonato de sódio contendo cloreto de hidroxilami-

na. A redução do NBT pelo $O_2^{\cdot-}$ a formazan azul foi mensurada espectrofotometricamente em 560 nm. A atividade da enzima foi expressa em unidade (U) da enzima por mg de proteína (U SOD.mg de proteína⁻¹), sendo que 1 U de SOD refere-se a 50% da inibição da redução do NBT em pH alcalino.

4. Atividade da Glutathione S-transferase: Foi mensurada em 340 nm, em espectrofotômetro de acordo com o método de Keen *et al.* (1976), utilizando 1-cloro-2,4-dinitrobenzeno (CDNB) e glutathione reduzida (GSH) como substrato. Os valores de atividade da GST foram expressos em mmol.min⁻¹.mg proteína⁻¹.

5.10.3 Análises dos dados

Análises estatísticas foram realizadas utilizando ANOVA seguido do teste de Tukey. Foi utilizado o programa *GraphPad Prism* versão 4.0 para Windows (*Graph Pad Software*, EUA). Valores de $p < 0,05$ foram considerados estatisticamente significativos.

5.10.4 Análise crítica da metodologia adotada

As avaliações dos efeitos dos contaminantes ambientais nos peixes da Baía do Araçá, por meio de múltiplos biomarcadores químicos, bioquímicos e celulares foram de extrema importância para detectar os efeitos deletérios dos poluentes nas comunidades de peixes.

Além disso, os métodos aplicados nesse estudo foram adequados e padronizados, podendo ser utilizados no biomonitoramento de outros ecossistemas marinhos, em áreas suscetíveis à contaminação por petróleo e seus derivados, assim como na gestão e controle de áreas já impactadas. De forma simples e objetiva, as informações obtidas foram importantes para complementar os estudos da ictiofauna.

5.11 AVALIAÇÃO GERAL DA METODOLOGIA UTILIZADA PARA LEVANTAMENTO DA ICTIOFAUNA

Em relação à biodiversidade do Araçá como um todo, em primeira instância, os resultados obtidos para a Ictiofauna do Araçá são inéditos, apresentando pela primeira vez a composição e a abundância da fauna de peixes, bem como sua variabilidade espaço-temporal na Baía do Araçá.

Em uma segunda instância, as análises sobre as fases do ciclo de vida dos organismos ali encontrados (reunindo análises de comprimento e maturação), bem como de suas dietas, indicam a função da baía em seus ciclos de vida, constituindo informação indispensável para a construção do modelo trófico de energia do ecossistema.

Em uma terceira instância, os valores de biomassa, das relações comprimento-peso e das taxas de crescimento das coortes das populações de peixes presentes no Araçá subsidiarão as estimativas das taxas de produção do ecossistema, indispensáveis para as modelagens ecológica e econômica (ver Capítulos 13 e 15).

As avaliações dos efeitos dos contaminantes ambientais nos peixes da Baía do Araçá, por meio de múltiplos biomarcadores químicos, bioquímicos e celulares foram de extrema importância para indicar a existência de efeitos deletérios dos poluentes em espécies alvo da pesca local.

Quanto à gestão integrada do Araçá, os resultados do sistema neotônico serão indispensáveis para sugerir ações visando a sustentabilidade do local, a vocação do mesmo e a elaboração de um plano de desenvolvimento para a região.

5.12 INTEGRAÇÃO COM OUTROS MÓDULOS

O sucesso em atingir praticamente todos os objetivos deste módulo foi fruto de várias atividades integradas e colaborativas dentro do módulo, desde a sua formulação até a produção de resultados e estruturação das conclusões centrais.

A interação com os demais módulos foi uma via de mão dupla, gerando e fornecendo dados para a consecução dos objetivos de alguns módulos, e utilizando resultados de outros.

Na primeira via, foram gerados: dados sobre a composição da dieta de peixes para o Módulo 7 – Interações tróficas; parâmetros das relações comprimento-peso, parâmetros de crescimento e dados de biomassa dos componentes do nécton utilizados na construção do modelo de fluxo de energia da Baía do Araçá (Módulo 10 – Modelagem Ecológica). Foram também produzidos subsídios para a Identificação e Valoração dos Serviços Ecossistêmicos e Gestão Integrada Módulo 11; e dados foram cedidos para inserção no banco de dados Módulo 12.

Na segunda via, utilizamos dados da Dinâmica Sedimentar e informações geradas nos módulos planctônico, bentônico, manguezal, hidrodinâmica, geologia e pesca para estabelecer a relação ecológica do nécton com os demais compartimentos ecossistêmicos do Araçá, estabelecendo conclusões sólidas sobre processos que estruturam o Necton do Araçá, e a interpretação e discussão de resultados sobre a relação entre os parâmetros bióticos e abióticos.

Agradecimentos

A todos que trabalharam nas coletas, triagem e atividades laboratoriais do Módulo II: Carolina C. Siliprandi, Marina R. Brenha-Nunes, Cesar R. Santifucetur, Rafael A. Lamas, Valeria Conversani, Marcella B. Giarretta, Marinella C.J. Pucci, Lidia P.L. Arantes, Fernanda A. Lima, Barbara Gris, Elizabeth Romagosa, Milton R.P. Junior, Angélica A. Justino, Aline G. da Silva, Andrews K. Emerenciano, Thiago Balbi, Trini e Alexandre Arackawa. À FAPESP pelo auxílio e pelas bolsas concedidas a Riguel F. Contente, Carolina C. Siliprandi, Rafael A. Lamas, Marinella C.J. Pucci e Fernanda A. Lima. À CAPES pelas bolsas concedidas à Marina R. Brenha-Nunes e Lidia P.L. Arantes. Ao CEBIMar pelo apoio logístico e aos técnicos Elso e Joseilton pela assistência nos períodos de coleta. Ao IOUSP pela disponibilização de infraestrutura apoio e biblioteca. À UFPr, setor Palotina, pelo acesso à infraestrutura laboratorial. Aos Pescadores que colaboraram ativamente nos trabalhos de campo: Neemias Nobre Borges, Marcelo Alves (Latinha), Moacir Nobre de Jesus (tio Moa) e Toninho.

5.13 REFERÊNCIAS

- ABLE, K.W.; FAHEY, M.P. 1998. The first year in the life of estuarine fishes in the Middle Atlantic Bight. Rutgers University Press, Sandy Hook. 342 p.
- AEBI, H. 1984. Catalase in vitro. *Methods Enzymology*, 105: 121-126.
- ANDERSON M.J.; ELLINGSEN, K.E.; MCARDLE, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683-693.
- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. West Hoe: PRIMER–E Ltd, Plymouth, UK.
- ARANTES, L.P.L. 2014. Relações alimentares de espécies de peixes da Enseada do Araçá, São Sebastião, SP. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 122 p.

- ARIESE, F.; KOK, S.J.; VERKAIK, M.; GOOIJER, C.; VELTHORST, N.H.; HOFSTRAAT, J.W. 1993. Synchronous fluorescence spectrometry of fish bile: A rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquatic Toxicology*, 26: 273-286.
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CORRÊA, M.F.M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76(9): 2118-2176.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 66: 45-72.
- BRASIL. 2013. Diretrizes da Prática de Eutanásia do CONCEA. Brasília, DF, 1-54.
- BRENHA-NUNES, M.R. 2016. Ictiofauna em poças de maré arenosas e rochosas e seus fatores estruturadores em uma planície de maré subtropical. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 81 p.
- BRENHA-NUNES, M.R.; CONTENTE, R.F.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2016. A protocol for sampling fish and measuring spatial variables in soft-sediment tide pools. *Zoologia*, 33(2): 1-4.
- BRADFORD, M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal Biochemistry*, 72: 248-254.
- BROWN-PETERSON, N.J.; WYANSKI, D.M.; SABORIDO-REY, F.; MACEWICZ, B.J.; LOWERRE-BARBIERI, S.K. 2011. A standardized terminology for describing reproductive development in fishes. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management and Ecosystem Science*, 3: 52-70.
- CAMPANA, S.E. 2001. Accuracy, precision and quality control in age determination, including a review of the use and abuse of age validation methods. *Journal of Fish Biology*, 59(2): 197-242.
- CAMPOS, P.N. 2010. Identificação e distribuição das larvas da ordem *Perciformes (Teleostei)* entre a Bahia e o Rio de Janeiro (12° a 24°). Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CANNING-CLODE, J.; VALDIVIA N.; MOLIS, M.; THOMASON, J.C.; WAHL, M. 2008. Estimation of regional richness in marine benthic communities: quantifying the error. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6: 580-590.
- CARPENTER, K.E. 2002a. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 1: Introduction, mollusks, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO, Rome. 600 p.
- CARPENTER, K.E. 2002b. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO, Rome. 601-1374 p.
- CARPENTER, K.E. 2002c. The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opisthognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. FAO, Rome. 1375-2127 p.
- CARRASCO, K.; TILBURY, K.L.; MYERS, M.S. 1990. Assessment of the piscine micronucleus test as an in site biological indicator of chemical contaminant effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 2123-2136.
- CASTELLO, J.P. 2011. Embarques científicos. Pp. 18-29. *In*: CALAZANS, D. (Ed.) Estudos oceanográficos: do instrumental ao prático. Ed. Textos, Pelotas. 464 p.
- CASTRO, B.M.; MIRANDA, L.B.; SILVA, L.S.; FONTES, R.F.C.; PEREIRA, A.F.; COELHO, A.L. 2008.

- Processos físicos: hidrografia, circulação e transporte. Pp. 59-121. *In*: PIRES-VANIN, AMS. (Ed.) Oceanografia de um ecossistema subtropical: Plataforma de São Sebastião, SP. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 462 p.
- CERGOLE, M.C. 1986. Aspectos sobre a biologia de *M. curema* Valenciennes, 1836 (Pisces, Mugilidae) no estuário de São Vicente, SP. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 272 p.
- CLARKE, K.R.; SOMERFIELD, P.J.; GORLEY, R.N. 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2): 56-69.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. 2006. Primer v6: User Manual / Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- CROUCH, R.K.; GANDY, S.C.; KIMSEY, G. 1981. The inhibition of islet superoxide dismutase by diabetogenic drugs. *Diabetes*, 30: 235-241.
- CSIRKE, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO Documentos técnicos de Pesca, 192: 1-82.
- DE CACERES, M.; LEGENDRE, P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12): 3566-3574.
- DE'ATH, G. 2004. The R package “mvpart: Multivariate partitioning”.
- DENGLER, J.; OLDELAND, J. 2010. Effects of sampling protocol on the shapes of species richness curves. *Journal of Biogeography*, 37: 1698-1705.
- DIAS, J.F.; PERES-RIOS, E.; CHAVES, P.T.C.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 1998. Análise macroscópica dos ovários de teleósteos: problemas de classificação e recomendações de procedimentos. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(1): 55-69.
- FAHAY, M.P. 2007. Early Stages of fishes in the Western North Atlantic Ocean (Davis Strait, Southern Greenland and Flemish Cap to Cape Hatteras) – Volume One (Acipenseriformes through Syngnathiformes). Dissertação de mestrado. 54 p.
- FAO, 1981. Methods of collecting and analysing size and age data for fish stock assessment. FAO, Rome. 99p.
- FÁVERO, J.M.D.; DIAS, J.F. 2013. Spatio-temporal in surf zone fish communities at Ilha do Cardoso State Park, São Paulo, Brazil. *Latin American Journal Aquatic Research*, 51(2): 239-253.
- FIGUEIREDO, J.L. 1977. Manuais de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Vol. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 104 p.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. 1978. Manuais de peixes marinhos do sudeste do Brasil: volume II. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 110 p.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. 1980. Manuais de peixes marinhos do sudeste do Vol. III, Teleostei (2). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 90 p.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. 2000. Manuais de peixes marinhos do sudeste do Vol. VI, Teleostei (5). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 116 p.
- FONTELES-FILHO, A.A. 2011. Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros. Expressão Gráfica Editora, Fortaleza. 464 p.

- FROESE, R.; BINOHLAN, C. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. *Journal of Fish Biology*, 56(4): 758-773.
- GAYANILO, F.C. JR.; PAULY, D. (Eds). 1997. FAO-ICLARM stock assessment tools: Reference Manual. FAO, Rome. 261 p.
- GAYANILO, F.C.; SPARRE, P.; PAULY, D. 2005. FAO-ICLARM stock assessment tools II. User's guide. FAO, Rome. 168 p.
- GERHARDINGER, L.C.; FREITAS, M.O.; ANDRADE, Á.B.; RANGEL, C.A. 2006. *Omobranchus punctatus* (Teleostei: Blenniidae), an exotic blenny in the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 8(4):941-946.
- GERKING, S.D. 1994. Feeding ecology of fish. Academic Press, San Diego. 416 p.
- GIBRAN, F.Z. 2007. Activity, habitat use, feeding behavior, and diet of four sympatric species of Serranidae (Actinopterygii: Perciformes) in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(3): 387-398.
- GIBRAN, F.Z. 2010. Habitat partitioning, habits and convergence among coastal nektonic fish species from the southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1): 93-101.
- GIBRAN, F.Z.; MOURA, R.L. 2012. The structure of rocky reef fish assemblages across a nearshore to coastal islands' gradient in Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 10(2): 369-382.
- GIBSON, R.N.; YOSHIYAMA, R.M. 1999. Intertidal fishes communities. pp. 264-296. *In*: HORN, M.H.; MARTIN, K.L.M.; CHOTKOWSKI, M.A. (Eds.). *Intertidal fishes: life in two worlds*. Elsevier, San Diego. 399 p.
- GIOMBELLI-DA-SILVA, A. 2015. Idade e crescimento do parati, *Mugil curema* (Valenciennes, 1836) em um ecossistema costeiro subtropical. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Federal do Paraná, Palotina. 39 p.
- GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2012. Informe da Produção Pesqueira Marinha e Estuarina do Estado de São Paulo. Dezembro de 2011. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. Instituto de Pesca. Centro Avançado de Pesquisa Tecnológica do Agronegócio do Pescado Marinho. 4 p.
- GRIFFITHS, S.P. 2003. Rockpool ichthyofaunal of temperate Australia: species composition, residency and biogeographic patterns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(1): 173-186.
- GROSSMAN, G.D. 1982. Dynamics and organization of a rocky intertidal fish assemblage: the persistence and resilience of taxocene structure. *The American Naturalist*. 119(5): 611-637.
- HAHN, M.E. 2001. Biomarkers and bioassays for detecting dioxin-like compounds in the marine environment. *Science Total Environmental*, 289: 49-69.
- HUGGETT, R.J.; KIMERIE, R.A.; MEHRIE JR., P.M.; BERGMAN, H.L. 1992. Biomarkers: biochemical, physiological and histological markers of anthropogenic stress. Lewis Publishers, Boca Raton. 347p.
- HUXLEY, J.S. 1993. Problems of relative growth; with a new introduction. The John Hopkins University Press, Baltimore. 276 p.
- HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.

- KEEN, H.; HABIG, W.H.; JAKOBY, W.B. 1976. Mechanism for several activities of the glutathione S-transferase. *Journal of Biological Chemistry*, 251: 6138-6188.
- KREBS, C.J. 1999. *Ecological methodology*. 2ª Ed. Addison-Wesley Educational Publishers. 620 p.
- LAMAS, R.A.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; CONTENTE, R.F. 2016. Checklist of the fish fauna of Araçá Bay, São Sebastião Channel, Northern coast of São Paulo, Brazil. *Checklist*, 12(6): 1-11.
- LONGINO, J.T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R.K. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness tree different ways. *Ecology*, 83(3): 689-702.
- LOPEZ, J.P. 2011. Interações tróficas de peixes marinhos no Estado de São Paulo: banco de dados e comparações espaço-temporais. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo. 104 p.
- MAGURRAN, A.E. 2011. *Medindo a biodiversidade biológica*. Editora UFPR, Curitiba. 261 p.
- MAHON, R.; BROWN, S.K.; ZWANENBURG, K.C.T.; ATKINSON, D.B.; BUJA, K.R.; CLAFLIN, L.; HOWELL, G.D.; MONACO, M.E.; O'BOYLE, R.N.; SINCLAIR, M. 1998. Assemblages and biogeography of demersal fishes of the east coast of North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1704-1738.
- MAHON, R.; MAHON, S.D. 1994. Structure and resilience of a tidepool fish assemblage at Barbados. *Environmental Biology of Fishes*, 41(1-4): 171-190.
- MCARDLE, B.H.; ANDERSON, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology*, 82(1): 290-297.
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil: Vol. IV. Teleostei (3)*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 96 p.
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. 1985. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. Vol. V. Teleostei (4)*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo. 105 p.
- MENEZES, N.A.; OLIVEIRA, C.DE; NIRCHIO, M. 2010. An old taxonomic dilemma: the identity of the western south Atlantic lebranche mullet (Teleostei: Perciformes: Mugilidae). *Zootaxa*, 2519: 59-68.
- MILLAR, R.B.; ANDERSON, M.J. 2004. Remedies for pseudoreplication. *Fisheries Research*, 70(2-3): 397-407.
- MOSER, H.G. (Ed.) 1984. *Ontogeny and systematics of fishes*. American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Special Publication Number 1, 760 p.
- MURDY, E.O. 1998. A review of the gobioid fish genus *Gobioides*. *Ichthyological Research*, 45(2): 121-133.
- MUSICK, J.A.; ELLIS, J.K. 2005. Reproductive evolution of chondrichthyans. pp. 45-79. *In*: HAMLETT, W.C. (Ed.) *Reproductive biology and phylogeny of chondrichthyes. Sharks, batoids and chimaeras*. Science Publishers, Enfield. 562 p.
- PANFILI, J.; PONTUAL, H.; TROADEC, J.P.; WRIGHT, P.J. (Eds.) 2002. *Manual of fish sclerochronology*. Éditions Ifremer, France. 463 p.
- PAULY, D. 1984. *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators: ICLARM*, Manila. 325 p.

- PINHEIRO, H.T.; GASPARINI, J.L.; RANGEL, C.A. 2013. A new species of the genus *Hypleurochilus* (Teleostei: Blenniidae) from Trindade Island and Martin Vaz Archipelago, Brazil. *Zootaxa*, 3709 (1): 95-100.
- PINKAS, L.; OLIPHANT, M.S.; IVERSON, I.L.K. 1971. Food habits of albacore Bluefin, tuna and Bonito in California. *Fish Bulletin*. California Department of Fish and Game, 152: 1-115.
- PIRES, T.H.S.; GIBRAN, F.Z. 2011. Intertidal life: field observations on the clingfish *Gobiesox barbatulus* in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 9(1): 233-240.
- RANGEL, C.A.; GUIMARÃES, R.Z.P. 2010. Taxonomia e distribuição da família Blenniidae (Teleostei: Blennioidei) na costa leste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 12(1): 17-41.
- RICHARDS, W.S. (Ed.). 2006a. *Early Stages of Atlantic Fishes: An identification guide for the Western Central North Atlantic – Volume 1*. CRC Press, Boca Raton. 1-1335.
- RICHARDS, W.S. (Ed.). 2006b. *Early Stages of Atlantic Fishes: An identification guide for the Western Central North Atlantic – Volume 2*. CRC Press, Boca Raton. 1336-2640.
- RICKER, W.E. 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations 3^a Ed.* The Blackburn Press, New Jersey. 382 p.
- ROLECEK, J.; CHYTRÝ, M.; HÁJEK, M.; LVONĚÍK, S.; TICHÝ, L. 2007. Sampling design in large-scale vegetation Studies: do not sacrifice ecological thinking to Statistical purism! *Folia Geobotanica*, 42: 199-208.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2015. Morfologia de otólitos. Edição Bilingue. Espanhol: 29-58p. Português: pp. 237-256. *In*: VOLPEDO, A.V.; VAZ-DOS-SANTOS, A.M. (Orgs.). *Métodos de estudo com otólitos: princípios e aplicações. (Edição Bilingue)*. CAFB-BA-PIESCI, Buenos Aires. 237-267.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2010a. Análise das relações entre a pesca de pequena escala, o ambiente oceanográfico e as atividades socioeconômicas no Estado de São Paulo: como fazer. Associação Brasileira de Biologia Marinha, Rio de Janeiro. (Artigo em Boletim da ABBM).
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2010b. Análise das relações entre a pesca de pequena escala, o ambiente oceanográfico e as atividades socioeconômicas no Estado de São Paulo: um diagnóstico. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Biologia Marinha. *Boletim da ABBM*, 3(2): 4-16.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y. 1997. A ictiofauna demersal do Canal e da Plataforma Interna de São Sebastião. *Relatório Técnico Instituto Oceanográfico*, 41: 47-64.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y. 2008. Ictiofauna. Pp. 381-403. *In*: PIRES-VANIN, A.M.S. (Ed.). *Oceanografia de um ecossistema subtropical: Plataforma Interna de São Sebastião*, SP. EDUSP, São Paulo. 462 p.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; CONTENTE, R.F.; SOARES, L.S.H.; MANCINI, P.L.; VAZ-DOS-SANTOS, A.M.; SANTOS, M.C.O. 2015. Capítulo II Biodiversidade: A vida na coluna d'água. Pp. 38-45. *In*: AMARAL, A.C.Z.; TURRA, A.; CIOTTI, A.M.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Orgs.). *A vida na Baía do Araçá: diversidade e importância*. Lume, São Paulo. 100 p.
- ROTHERHAM, D.; JOHNSON, D.D.; KESBY C.L.; GRAY, C.A. 2012. Sampling estuarine fish and invertebrates with a beam trawl provides a different picture of populations and assemblages than multi-mesh gillnets. *Fisheries Research*, 123-124: 49-55.

- ROZAS, L.P.; MINELLO, T.J. 1997. Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: A review of sampling design with focus on gear selection. *Estuaries*, 20(1): 199-213.
- SABORIDO-REY, F.; KJESBU, O.S. 2005. Growth and maturation dynamics, 1–26. Disponível em <http://hdl.handle.net/10261/47150>. Acessado em novembro de 2015.
- SALVO, L.M.; BAINY, A.C.; SILVA, J.R.M.C.; KLEMZ, C.; VENTURA, E.; SILVA DE ASSIS, H.C. 2012. Assessment of the sublethal toxicity of the organochlorine pesticide endosulfan in juvenile common carp (*Cyprinus carpio*). *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 47: 1652-1658.
- SGRILO, R. 2011. Google Earth Path 1.4.5. Disponível em: <http://www.sgrillo.net/googleearth/gepath.htm>, acessado em julho de 2016.
- SOARES, L.; APELBAUM, R. 1994. Atividade alimentar diária da cabrinha *Prionotus punctatus* (Teleostei: Triglidae) do litoral de Ubatuba, Brasil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 42(1-2): 85-98.
- SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y.; GASPARRO, M.R.; ROSSI-WONGSTCHOWSKI, C.L.D.B. 2008. Organização trófica dos peixes. Pp. 405-425. *In*: PIRES-VANIN, A.M.S. (Ed.) *Oceanografia de um Ecossistema Subtropical: Plataforma Interna de São Sebastião, SP*. EDUSP, São Paulo. 462 p.
- SPARRE, P.; VENEMA, S.C. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales, Part 1-Manual. *FAO Technical Paper*, 306(1): 339-344.
- SPARRE, P.; VENEMA, S.C. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1: Manual, Rome. 407 p.
- STEGEMAN, J.J. 1993. Cytochrome P450 Forms in Fish. *In*: SCHENKMAN, J.B.; GREIM, H. *Handbook of Experimental Pharmacology*, Volume 105 – Cytochrome P450. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 729 p.
- TASSEL, J.V. 2014. Gobioid Research Institute. Disponível em: <http://gobiidae.com>, acessado em outubro de 2016.
- TORNABENE, L.; BALDWIN, C.; WEIGT, L.A.; PEZOLD, F. 2010. Exploring the diversity of western Atlantic *Bathygobius* (Teleostei: Gobiidae) with cytochrome c oxidase-I, with descriptions of two new species. *International Journal of Ichthyology*, 16(4): 141-170.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M. 2015a. Otolitos en estudios de edad y crecimiento peces / Otólitos em estudos de idade e crescimento em peixes. pp. 93-122 (Espanhol) pp.303-331 (Português). *In*: VOLPEDO, A.V.; VAZ-DOS-SANTOS, A.M. (Org.). *Métodos de estudios com otolitos: principios e aplicaciones / Métodos de estudos com otólitos: princípios e aplicações*. (Edição bilingue). CAFP-BA-PIESCI, Buenos Aires. 480 p.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M. 2015b. Metodos quantitativos aplicados ao estudo de otólitos. pp. 377-395. *In*: VOLPEDO, A.V.; VAZ-DOS-SANTOS, A.M. (Org.). *Métodos de estudios com otolitos: principios e aplicaciones / Métodos de estudos com otólitos: princípios e aplicações*. (Edição bilingue). CAFP-BA-PIESCI, Buenos Aires. 480 p.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M.; GRIS, B.; PEREIRA-JUNIOR, M.R.; GIOMBELLI-DA-SILVA, A.; JUSTINO, A.A. 2014. Do otoliths express the polyphasic growth of the main species in a coastal subtropical ecosystem? *In*: 5th International Otolith Symposium, Palma de Mallorca: ICES, v. único. 236 p.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M.; GRIS, B. 2016. Length-weight relationships of the ichthyofauna from a cos-

tal subtropical system: a tool for biomass estimates and ecosystem modelling. *Biota Neotropica*, 16(3): 263-266.

VAZZOLER, A.E.A. DE M. 1981. Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes: reprodução e crescimento. CNPq, Brasília. 108 p.

VAZZOLER, A.E.A.M. 1996. Biologia da reprodução de peixes Teleósteos: teoria e prática. Editora da Universidade Estadual de Maringá (EDUEM), Maringá. 169 p.

VICTOR, B.C. 2014. Three new endemic cryptic species revealed by DNA barcoding of the gobies of the Cayman Islands (Teleostei: Gobiidae). *Journal of the Ocean Science Foundation*, 12: 25-60.

VIEIRA, J.P. 1991. Juvenile Mulletts (Pisces: Mugilidae) in the Estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. *Copeia*, 2: 409-418.

WAINER I.; TASCETTO A.S. 2008. Climatologia da superfície marinha da região da costa sudeste da costa brasileira: ênfase na região de São Sebastião. pp. 41-58. *In: PIRES-VANIN, AMS. Oceanografia de um Ecossistema Subtropical: Plataforma de São Sebastião, SP. EDUSP, São Paulo. 462 p.*

WALKER, C.H.; HOPKIN, S.P.; SIBLY, R.M.; PEAKALL, D.B. 1996. Principles of ecotoxicology. Taylor & Francis, Bristol, PA. 316 p.

WEIBEL, E.R.; STAUBLI, W.; GNAGI, H.R.; HESS, F.A. 1969. Correlated morphometric and biochemical studies on the liver cell. I Morphometric model, stereological methods, and normal morphometric data for rat liver. *Journal Cell Biology*, 42: 68-91.

WOOTTON, R.J. 1995. Ecology of teleost fishes. Chapman & Hall Press. 404 p.

ZAR, J.H. 2010. Bioestatistical analysis. 5ª Ed. New Jersey, Pearson. 944 p.

6 – SISTEMA NECTÔNICO: “AVIFAUNA”

Patrícia L. Mancini, Bianca S. Matinata, Luís Fábio Silveira

6.1 INTRODUÇÃO

Áreas costeiras são locais de grande importância para repouso e alimentação de várias espécies de aves limícolas e marinhas costeiras. Elas contribuem com o fluxo de energia desses ecossistemas, pois desempenham papéis importantes em diversos níveis tróficos, servindo como reguladores de populações de peixes e invertebrados, além de acelerar a ciclagem de nutrientes nos locais de alimentação (Morales & Pacheco 1986, Vooren & Chiaradia 1990, Olmos & Silva-e-Silva 2002). Muitas espécies de aves limícolas e marinhas possuem grande capacidade de locomoção, realizando tanto deslocamentos regionais quanto migrações continentais de longa distância. Maçaricos e batuíras oriundos de países como a Argentina, Estados Unidos e Canadá, chegam aos milhares à costa brasileira todos os anos em busca de alimento e áreas de descanso (Sick 2001).

Informações sobre composição, abundância e uso de hábitat da avifauna das áreas costeiras ainda são escassas, embora sejam extremamente importantes para estabelecer linhas de base, monitoramento e identificação de possíveis impactos nas comunidades, especialmente em locais sob intensa pressão antrópica. Esse é o caso da Baía do Araçá, localizada junto ao Canal de São Sebastião e ao lado do porto homônimo, no litoral norte do Estado de São Paulo, onde não se encontra qualquer inventário de avifauna publicado. Informações sobre a avifauna presente nos Estudos de Impacto Ambiental realizados para a ampliação do Porto de São Sebastião contemplaram breves visitas a Baía do Araçá e seu entorno (CPEA 2011), impossibilitando conhecer mais detalhes da riqueza, uso de hábitat, abundância e sazonalidade das aves. Outros estudos sobre a avifauna em áreas costeiras próximas à Baía do Araçá descreveram a riqueza, abundância e uso de ilhas como colônias reprodutivas de diversas espécies de aves marinhas, como o atobá-pardo (*Sula leucogaster*), o tesourão (*Fregata magnificens*), o trinta-réis-de-bico-vermelho (*Sterna hirundinacea*), o trinta-réis-real (*Thalasseus maximus*) e o trinta-réis-de-bando (*T. acutirostris*), que se reproduzem no Arquipélago de Alcatrazes (Campos *et al.* 2004, Muscat *et al.* 2014) a cerca de 40 km da Baía do Araçá.

Este estudo foi conduzido na Baía do Araçá, ao lado do Porto de São Sebastião e no Mangue da Balsa, situado nas proximidades do estacionamento da Dersa, ao lado da entrada da balsa para Ilhabela. Esta última área foi selecionada para fins de comparação da riqueza, abundância e uso de hábitat pelas aves, e também por estar localizada próxima ao porto. O Canal de São Sebastião conecta-se às duas áreas. As principais questões que este estudo se propôs a responder foram: 1. Quais espécies de aves estão presentes na Baía do Araçá e no Mangue da Balsa?; 2. Existe variação sazonal na riqueza e abundância das espécies?; 3. Qual o uso que as aves fazem dos dois locais? e, 4. Há fidelidade na área de alimentação (Baía do Araçá) das batuíras-de-bando (*Charadrius semipalmatus*) que são migrantes do hemisfério norte?

O estudo também propôs avaliar a segregação trófica da garça-branca-pequena (*Egretta thula*) e da garça-azul (*E. caerulea*), visto que ambas apresentam morfologia semelhante. No entanto, este objetivo foi inviabilizado pela impossibilidade de captura das aves, mesmo testando diferentes tipos de armadilhas. Como alternativa, avaliou-se a segregação trófica entre batuíra-de-bando (*Charadrius semipalmatus*) e maçarico-pintado (*Actitis macularius*) e o local onde as espécies se posicionam na teia da Baía do Araçá. Além disso, analisou-se se havia diferença interanual na alimentação das batuíras-de-bando, amostradas em anos subsequentes.

6.2 CAMPO

Em novembro de 2013, janeiro e março de 2014 campanhas piloto foram conduzidas para o reconhecimento da área do estudo e levantamento preliminar das espécies de aves presentes na Baía do Araçá. Em março de 2014, o Mangue da Balsa foi incluído no estudo por se tratar de uma área adjacente ao Porto e para fins de comparação de uso de hábitat e demais parâmetros ecológicos da comunidade de aves.

Durante essas campanhas, os moradores da região foram entrevistados para verificar sua percepção em relação à presença de aves na Baía. Eles trouxeram importantes informações sobre os tipos de aves no local e afirmaram que o número e a abundância das espécies diferiam ao longo do ano.

Nas campanhas piloto foram definidas as áreas a serem amostradas, o horário, o trajeto, a periodicidade das amostragens, as informações registradas e os métodos para a captura das aves. Os critérios utilizados para as amostragens foram: 1. Horário do pico de maré baixa, que expõe a planície de maré e atrai maior riqueza e abundância de espécies para áreas costeiras (Nehls & Tiedemann 1993, Dubowy 1996, Tiedemann & Nehls 1997, Zanin *et al.* 2009); 2. O trajeto foi determinado considerando a viabilidade de trajetos que contornavam a baía e os núcleos de mangue e ilhas; e 3. Os métodos de captura foram selecionados de acordo com a literatura especializada (Bub 1995, Caudill *et al.* 2014, Brzorad & Maccarone 2014). Além disso, nestas campanhas foi feito um reconhecimento prévio das espécies por meio de registros fotográficos e gravação das vocalizações.

6.2.1 Áreas amostradas, trajeto percorrido e horário

A Baía do Araçá foi amostrada desde a Ponta do Araçá até o Córrego Mãe Isabel, caminhando pelas praias, costões rochosos, planícies de maré e ilhotas (Pedroso e Pernambuco), percorrendo aproximadamente 3,5 km durante duas horas.

No Mangue da Balsa (23°48'28"S, 45°23'50"W), um percurso de 800 m, compreendendo o seu entorno e interior, foi percorrido por aproximadamente uma hora em cada amostragem (Figura 6.1). Em ambos os locais os pontos de início e fim dos transectos foram alternados em cada dia de amostragem, para padronização de esforço em relação ao horário das amostragens em cada ponto.

O Canal de São Sebastião foi amostrado na Ponta do Araçá e na borda do Mangue da Balsa, totalizando 30 minutos de observação diária. As amostragens iniciaram uma hora antes do horário de pico da maré baixa, que variou entre -0,1 a 0,4 m, ocorrendo sempre no período da manhã, entre as seis e doze horas. O horário das marés foi obtido por meio de consulta às tábuas de marés no site da Marinha do Brasil (<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/>), com registros realizados no Porto de São Sebastião, no mês e no ano desejado. A única amostragem que ocorreu independentemente da maré foi a contagem de aves realizada uma hora antes do pôr do sol no Mangue da Balsa, com o objetivo de conhecer e quantificar as espécies que utilizavam esta área como dormitório.

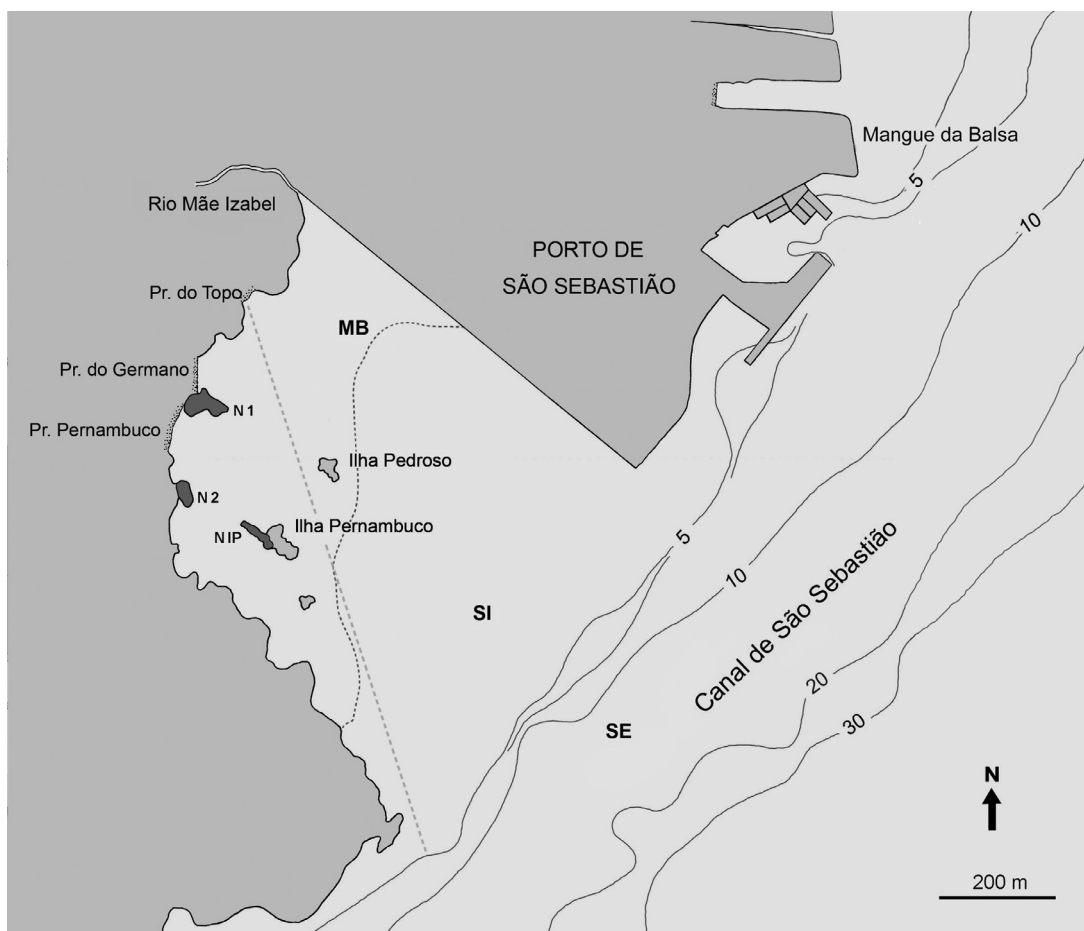


Figura 6.1. Localização da Baía do Araçá e do Manguê da Balsa, em São Sebastião, no litoral norte do Estado de São Paulo. *Esquema:* Tatiana Steiner.

6.2.2 Metodologia e periodicidade das amostragens da avifauna

O método definido para as amostragens foi o trajeto (*line transects*), e as aves foram registradas visualmente com o auxílio de binóculos, fotografias e gravações de vocalizações. O percurso foi realizado sempre por dois observadores, para melhor cobertura da área. A contagem de aves ao longo do trajeto foi realizada a olho nu ou com auxílio de binóculo 10 x 50 mm e máquinas fotográficas (Nikon Coolpix P600 e P900). Nos casos de dúvida sobre a identificação das espécies, elas foram fotografadas ou gravadas, e posteriormente as fotos foram comparadas com dados disponíveis em guias específicos (Van Perlo 2009, Develey & Endrigo 2011, Ridgely *et al.* 2015) e houve consulta à coleção de aves do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). As vocalizações foram comparadas com aquelas presentes nos bancos de dados dos *websites* Wikiaves (<http://www.wikiaves.com.br/>) e Xeno-canto (<http://www.xeno-canto.org/>).

O método de trajeto é indicado para levantamento de avifauna, bem como para obtenção de dados de abundância, densidade e ocorrência das espécies (Bibby *et al.* 1998). Além disso, esse método tem como vantagem o registro de maior riqueza de espécies, diminui as chances de registro do mesmo indivíduo duplamente e possibilita melhores estimativas de espécies com baixa densidade e alta mobilidade. As desvantagens são: o deslocamento do pesquisador pode afetar a detecção das espécies, o número de amostras é menor por unidade de tempo e depende da experiência do pesquisador na percepção/identificação das espécies (Bibby *et al.* 1998).

Para o registro da avifauna no Canal de São Sebastião foi adotada a metodologia de Ponto Fixo, sendo um ponto situado na Ponta do Araçá e outro em frente ao Mangue da Balsa. Cada ponto foi amostrado por 15 minutos. Esta técnica consiste no registro das aves por observação e vocalização em um determinado ponto, por um período de tempo, sendo que o raio de registro da avifauna, visual ou acústico, pode ser limitado ou ilimitado. O tempo de observação pode variar entre 8 a 20 minutos em cada contagem (Bibby *et al.* 1998, Esquivel & Peris 2008). As vantagens do método incluem abrangência nas contagens, pouca influência do pesquisador sobre as atividades das aves, grande número de amostras em pouco tempo (dependendo de quantas contagens são realizadas por unidade de tempo). Além disso, o pesquisador pode focar mais atentamente apenas nas aves, sem se preocupar com o trajeto ou obstáculos, além de ser um método pouco dispendioso. As desvantagens do método são a dependência da experiência do observador e a possibilidade de subestimar a riqueza, além de cuidado ao comparar abundâncias entre espécies e locais (por isso foi escolhida para ser realizada em uma mesma área – o Canal de São Sebastião).

As amostragens realizadas para avaliar a riqueza e abundância das aves que utilizam o Mangue da Balsa como dormitório foram conduzidas uma hora antes do pôr do sol, continuando até não ser mais possível observar a aproximação das aves. Dois pesquisadores permaneceram em lados opostos do manguezal para fazer os registros. Antes do início dessas contagens, os pesquisadores registravam as espécies que estavam dentro do manguezal e, em seguida, dirigiam-se aos seus pontos de observação.

As amostragens foram conduzidas mensalmente entre junho de 2014 e maio de 2015. Foram feitas três amostragens por mês em cada ponto, exceto a contagem antes do pôr do sol, que foi realizada apenas uma vez por mês.

6.2.3 Informações registradas durante as amostragens

Durante as amostragens foram anotadas a data, horário de início da contagem, as condições meteorológicas (nublado, vento, ensolarado), o comportamento dos indivíduos (voo, repouso ou forrageio) e o local onde eles estavam no momento do registro (Tabela 6.1). No Mangue da Balsa, nas contagens realizadas antes do pôr do sol, ambos os pesquisadores observavam e anotavam a abundância das espécies avistadas que pousavam no manguezal. As condições meteorológicas podem influenciar na duração das campanhas, pois em dias de chuva o levantamento fica comprometido, sendo necessário aguardar o próximo dia para completar a amostragem.

Tabela 6.1. Exemplo de planilha utilizada para inserção de informações no banco de dados sobre as espécies de aves registradas. F – forrageando, V – voo, R – repouso, Obs – observações.

Área	Data	Início	Final	Espécie	Quant.	Atividade	Local	Obs
Araçá	18/01/2015	08:40	10:40	<i>Egretta thula</i>	4	F	em frente a casa do Neemias	céu nublado
Araçá	18/01/2015	08:40	10:40	<i>Charadrius semipalmatus</i>	1	F	Mangue grande	anilhado
Araçá	18/01/2015	08:40	10:40	<i>Caracara plancus</i>	1	V	Mangue central	juvenil,
Balsa	18/01/2015	10:55	11:55	<i>Egretta caerulea</i>	3	F	pedras da margem da baía	1 juvenil,
Balsa	18/01/2015	10:55	11:55	<i>Nannopterum brasilianus</i>	2	R	estrutura	junto c/ Larus

6.2.4 Capturas das aves

Para captura de aves em ambiente costeiro existem técnicas já bem documentadas, como o uso de puçá, captura manual (normalmente praticada em ninhais), redes canhão, gaiolas, sendo estas últimas pouco utilizadas no litoral brasileiro (Branco *et al.* 2011), além de redes de neblina (Bub 1995).

As aves foram capturadas com o auxílio de redes de neblina e armadilhas de retenção de pé, no entanto, outros métodos como puçá e gaiola foram testados. As espécies-alvo das capturas foram a

garça-branca-pequena (*Egretta thula*), a garça-azul (*Egretta caerulea*), o urubu (*Coragyps atratus*) e a batuíra-de-bando (*Charadrius semipalmatus*). A montagem das armadilhas para as capturas foi realizada por duas ou três pessoas e ocorreu em dias ou horários diferentes das contagens das aves. Na Baía do Araçá os períodos de captura tiveram de ser adaptados à variação da maré, que muitas vezes resultou em menos de 90 minutos com a área descoberta por água.

Licenças para a captura das aves (ICMBIO), anilhamento (CEMAVE) e aprovação do Comitê de Ética do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo foram obtidas junto aos órgãos responsáveis.

Descrição das armadilhas

Puçá: malha multifilamento com fio 10 mm, malha de 50 mm, aro com 60 cm de diâmetro, cabo com 100 cm de comprimento, ambos de alumínio e peso 500 g.

Gaiola: estrutura da gaiola montada com tubos PVC de 20 mm e joelhos J de PVC de 90 x 20 cm. A gaiola media 2 m x 2 m x 2 m de altura, largura e profundidade. Essa estrutura foi recoberta com uma malha transparente de náilon de 20 mm, sendo um dos lados utilizado como área de entrada, com uma rede enrolada. Quando a ave entrava na armadilha essa rede era acionada por meio de uma fina linha de náilon, amarrada com um nó que se desmanchava ao ser puxado, soltando a rede. Nessa “rede porta” foram anexados seis pesos de 50 g para garantir que a rede caísse rapidamente, mantendo a ave presa. Dentro da gaiola foram colocadas iscas frescas, e também uma réplica de ave pernalta, semelhante a uma garça, utilizada como enfeite de jardim (Figura 6.2). A expectativa era que as aves se aproximassem e entrassem na gaiola, atraídas pelas iscas, e fossem capturadas com a liberação do nó na área da “rede porta” da armadilha. O puçá seria utilizado para conter a ave dentro da estrutura.



Figura 6.2. Armadilha gaiola para tentativa de captura de garças. Detalhe no canto inferior direito mostrando a garça de madeira. *Foto:* Patricia L. Mancini.

Armadilha de retenção de pé, com iscas: armadilha composta por uma corda de poliéster trançada de 10 mm por 10 m, com um laço em uma das extremidades da corda, deixando-o semiaberto e parcialmente enterrado na areia (Figura 6.3). A outra extremidade fica na mão do operador da armadilha que puxa a corda para capturar as aves pelo pé (o laço é fechado, segurando a perna da ave), assim que elas se agrupam para consumir as iscas colocadas no centro do laço. Paciência, agilidade e delicadeza do operador são características desejáveis para o uso desta armadilha. O operador não deve puxar com força a ave com a perna presa, apenas o suficiente para que o laço se feche ao redor do tarso, devendo caminhar para junto da ave para manejo. Quando a ave foi capturada, o puçá auxiliou sua contenção e transporte para o local da amostragem. Peixes e carcaças de frango foram utilizados para atrair aves para perto das armadilhas. O uso dessa armadilha foi sugerido e operado por um morador local da Baía do Araçá (Marcelo Alves, conhecido como Latinha).



Figura 6.3. Armadilha de retenção de pé com iscas. (A) corda até a isca; (B) isca inserida dentro da armadilha; (C) detalhe da isca dentro da armadilha; (D) tipo de nó que ao ser puxado prende no tarso da ave. Foto no canto inferior esquerdo mostrando posicionamento do operador para puxar a corda. Fotos: Patrícia L. Mancini.

Redes de neblina: redes de náilon, com malha de tamanho médio (19, 36 e 44 mm), apropriada para captura de Charadriiformes (maçaricos e batuíras), dentre outras aves de porte similar (Roos 2011). Apresentam 3 m de altura, 12 m de comprimento (totalizando 36 m² de área), de cor preta – considerada como a melhor opção de cor de malha para a maioria dos ambientes por absorver raios de luz sem refleti-los, tornando a rede suficientemente discreta (Bub 1995). Cada rede tem cinco ou seis bolsas horizontais de captura, com os extremos fixados por alças presas em hastes de alumínio com 1 m cada (uma haste é sobreposta a outra). As linhas de rede (conjunto de redes dispostas, formando uma “parede”) variaram entre 2 e 5 redes em cada ponto de captura (Figura 6.4). A quantidade de redes foi determinada de acordo com a disponibilidade de pontos de apoio para instalação das hastes (vegetação alta e firme, rochas e outros locais para amarração de cordas). Foram avaliadas todas as possíveis rotas e a estratégia de deslocamento das aves ao longo da Baía, a partir de observações prévias, para determinação dos pontos de instalação de acordo com o comportamento natural das espécies de interesse.



Figura 6.4. Redes de neblina dispostas em diferentes locais na Baía do Araçá. *Fotos:* Bianca S. Martinata e Patricia L. Mancini.

No total foram utilizadas 12 redes, distribuídas em quatro pontos da Baía do Araçá: mangue da Ilha Pernambuco, núcleo 1 de mangue, margem próxima à rua (próximo ao *Rhizophoretum*) e Ilha dos Ossos. As hastes de sustentação das redes de neblina foram fixadas no substrato, o que representou um desafio considerando o sedimento lamoso na maior parte da Baía do Araçá. Essa característica de instabilidade do solo gerou falta de firmeza na fixação das hastes, que foram escoradas com o uso de cordas amarradas em outras hastes perpendiculares à rede ou na vegetação ou em outras estruturas locais, como pedras (Figura 6.4).

6.3 ATIVIDADES EM LABORATÓRIO

Após serem capturadas, as aves foram acondicionadas em sacos de tecido, e conduzidas para uma área sombreada e protegida. A biometria básica (comprimento do cúlmen, do tarso, da asa, da cauda e massa corporal) foi feita em cada indivíduo, seguido de coleta de material biológico (~ 10 penas de contorno e 0,5 mL de sangue extraídos da veia metatarsal, com seringa e agulha de 6 mm). Posteriormente, a ave foi marcada com anilhas disponibilizadas pelo CEMAVE (Figura 6.5, Tabela 6.2). Algumas gotas de sangue foram colocadas em lâminas, secas ao ar livre, transferidas e armazenadas em microtubos plásticos. Esses microtubos foram identificados com o número da anilha da ave e o material foi conservado a temperatura ambiente, para posterior análise de isótopos estáveis. As penas foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos e também identificados com o número da anilha. O estágio de muda das rêmiges (penas das asas) e retrizes (penas da cauda) foi observado para cada indivíduo. Após esses procedimentos as aves foram liberadas e voltavam para o bando.

Além das armadilhas citadas anteriormente, tentou-se atrair as aves utilizando iscas e a armadilha para prender a ave pelo pé, descrita por Brzorad & Maccarone (2014). Outra armadilha recentemente descrita para captura de garças é de uma rede de canhão pneumática (Caudill *et al.* 2014). As tentativas de captura foram realizadas de junho de 2014 a abril de 2016, o que possibilitou a captura das batuíras-de-bando e maçaricos em dois verões seguidos.

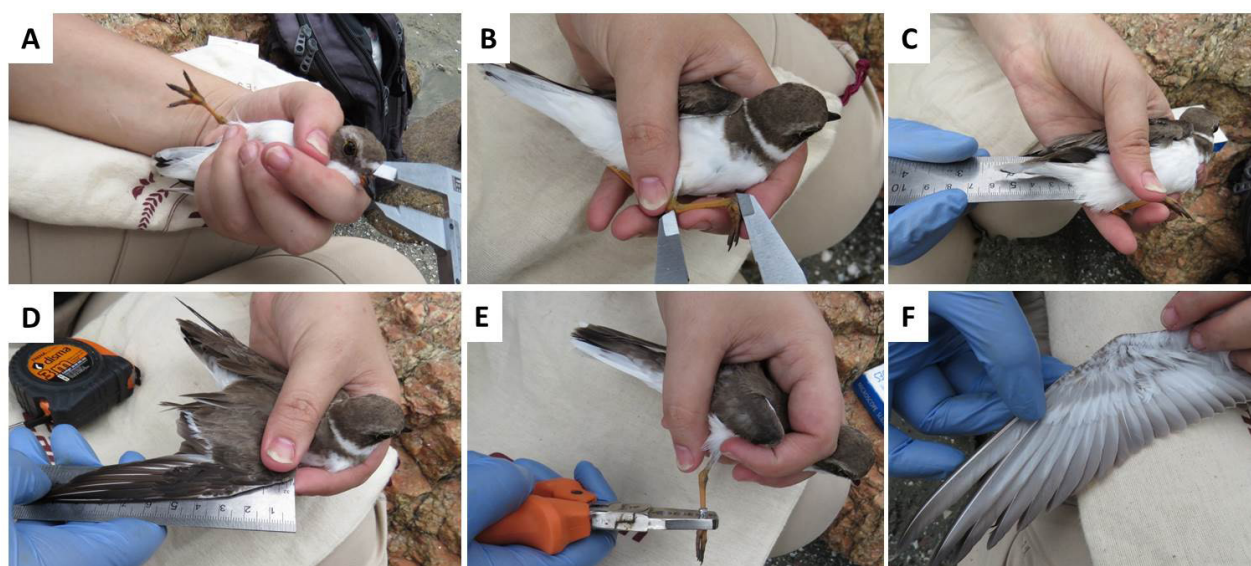


Figura 6.5. Etapas da biometria das aves na Baía do Araçá: (A) Medida do cúlmen; (B) Medida do tarso; (C) Medida das retrizes; (D) Medida da corda da asa; (E) Anilhamento; (F) Avaliação de muda nas rêmiges. *Fotos:* Bianca S. Matinata.

Tabela 6.2. Exemplo de planilha utilizada para inserção de informações no banco de dados sobre as espécies de aves capturadas e liberadas na Baía do Araçá. C – cabeça, D – dorso, V – ventre, Rt – retrizes, Rm- rêmiges, C. Asa – corda da asa, S – sim e N – não.

Espécie	Data	Métodos	Anilha	Cúlmem	Tarso	C. Asa	Retrizes	Massa	Muda					Obs
									C	D	V	Rt	Rm	
<i>Coragyps atratus</i>	11/08/2014	Cordinha	U61305	55,3	86,9	43,9	18,3	2000	N	N	N	N	N	placa de incubação
<i>Charadrius semipalmatus</i>	18/01/2015	Rede	F16862	1,22	2,42	12,4	5,4	40	N	S	N	N	N	coleta 1 secundária
<i>Charadrius semipalmatus</i>	08/03/2016	Rede	F60968	1,27	2,42	12,7	5,9	41	N	S	S	N	S	recaptura, coleta P1
<i>Actitis macularius</i>	09/03/2016	Rede	F60969	2,49	2,26	10,2	4,9	40	N	S	S	N	S	recaptura, coleta P1

6.4 ANÁLISE DOS DADOS

6.4.1 Riqueza e abundância total da avifauna

A suficiência amostral foi analisada pela elaboração da curva da acumulação de espécies, tanto na Baía do Araçá quanto no Mangue da Balsa. A abundância total foi calculada para ambas as áreas, utilizando-se o número máximo de indivíduos registrados em cada mês. A correlação da riqueza média e a abundância média das espécies com a média mensal da temperatura e pluviosidade em São Sebastião foram avaliadas por meio de um gráfico de dispersão e de testes da significância dos mesmos.

6.4.2 Análise sazonal e espacial

A área da Baía do Araçá é maior (500,000 m²) que a área do Mangue da Balsa (aproximadamente 30,000 m², A1), dificultando comparação das variações sazonais de riqueza, diversidade, equitatividade e abundância média das espécies entre áreas. Para solucionar esta limitação, a Baía do Araçá foi dividida em quatro subáreas (A2, A3, A4 e A5), sendo que três delas possuem núcleos de mangue, mais frequentemente expostas durante a maré baixa, quando os censos foram conduzidos (Figura 6.6)

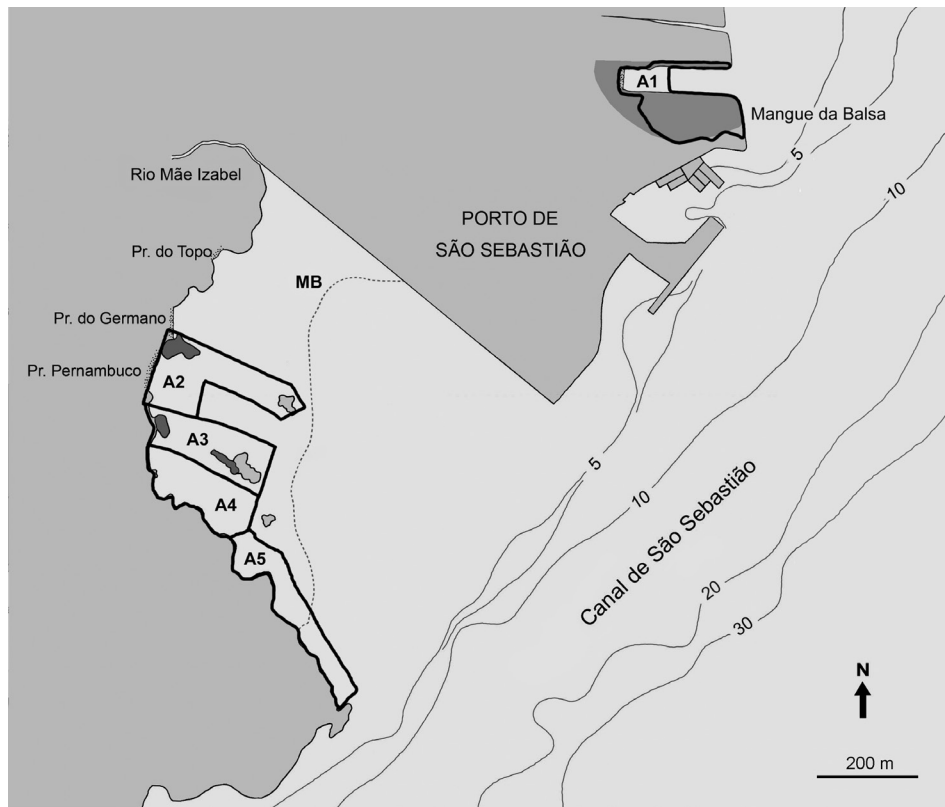


Figura 6.6. Mapa das subdivisões das áreas de estudo na Baía do Araçá (A2-A5) e Mangue da Balsa (A1). Cada área é composta por diferentes ambientes. Linha de maré baixa (MB). *Esquema:* Tatiana Steiner e Patricia L. Mancini.

Para analisar a diversidade de espécies entre comunidades sazonalmente foi utilizado o índice *Shannon-Weaver*, que leva em consideração o número das espécies e as espécies dominantes. O índice de equitatividade de *Pielou* foi utilizado para definir a homogeneidade da distribuição da abundância das espécies em uma comunidade e para se refletir o grau de dominância das espécies. Em uma comunidade, a equitatividade será baixa quando há poucas espécies altamente dominantes em meio a um grande número de espécies raras, e será alta caso não haja espécies altamente dominantes (Ludwig & Reynolds 1988).

As potenciais diferenças na abundância e riqueza entre áreas e estações do ano foram determinadas por meio da PERMANOVA+ que é uma análise multivariada de variância, baseada em permutação (Anderson *et al.* 2008). A PERMANOVA+ é semelhante à MANOVA (ANOVA multifatorial), porém mais robusta em relação à violação de seus pressupostos (isto é, não normalidade, homocedasticidade) e mais flexível (usa quaisquer medidas de similaridade ou distância), e pode ser utilizada para testar modelos experimentais mais complexos, incluindo as interações entre estes (Anderson *et al.* 2008). Esses testes foram utilizados tanto para aves terrestres e aquáticas juntas, como nessas categorias separadas. Os testes foram baseados na matriz de distâncias Euclidianas sobre os valores normalizados com 9,999 permutações. O mesmo procedimento foi utilizado para avaliar potenciais diferenças sazonais na riqueza, abundância média, diversidade e equitatividade das aves que utilizam o Mangue da Balsa como dormitório. A simulação de Monte Carlo foi utilizada para obter uma aproximação de significância baseada na teoria assintótica e é recomendada para ser aplicada, de preferência, aos valores *p* de permutação, quando o número de permutações únicas forem < 999 (Anderson *et al.* 2008). Quando foram encontradas diferenças significativas, os testes de pares PERMANOVA foram usados para determinar diferenças entre as estações.

Para analisar a homogeneidade das variâncias da riqueza, abundância média, diversidade e equitatividade das aves foi utilizado o procedimento *PERMDISP* (Anderson *et al.* 2008), que é uma análise equivalente ao Teste de Levene, que considera qualquer distribuição contínua (não apenas a distribuição normal dos dados). Para calcular quais espécies foram responsáveis pelas diferenças entre áreas e semelhanças dentro dos grupos, foi utilizado o procedimento *SIMPER* (Similaridade Percentual), que calcula a dissimilaridade (e similaridade) percentual média entre (e dentro) estas áreas (Clarke 1993, Clarke & Gorley 2006). Dessa forma, o *SIMPER* pode indicar as espécies de aves compartilhadas, isto é, aquelas que mais contribuem para a semelhança entre as áreas.

O uso de habitat pelas espécies foi analisado por meio de histogramas, indicados os valores percentuais dos comportamentos de forrageio, repouso e voo, para aves terrestres e aquáticas. Também avaliou-se o uso de habitat sazonalmente para aves terrestres e aquáticas.

6.4.3 Análise de sobreposição de nicho isotópico

O nicho isotópico é definido como uma área (δ -espaço) com valores isotópicos como eixos (Newsome *et al.* 2007). Os eixos isotópicos fornecem informação sobre a posição trófica dos predadores ($\delta^{15}\text{N}$) e habitat ($\delta^{13}\text{C}$), que são duas dimensões do nicho ecológico (Hutchinson 1978) e, portanto, podem ser utilizadas para medir sobreposição trófica e entre áreas de forrageamento. A cada posição trófica a razão isotópica de nitrogênio discrimina de 2 a 5‰, pois o isótopo mais leve (^{14}N) reage preferencialmente nas reações metabólicas dos organismos (e.g. excreção e respiração) e o isótopo mais pesado (^{15}N) é retido para a formação dos tecidos, como o sangue, os músculos e as penas. Em relação à razão dos isótopos de carbono, como a discriminação entre posições tróficas é pequena (0 a 2‰), este é mais indicado para identificar áreas ou habitats de forrageamento (costeiros *versus* oceânico). As águas costeiras apresentam maior produtividade primária e, durante a fotossíntese, o carbono mais leve (^{12}C) é utilizado preferencialmente, deixando a água costeira com maior proporção de isótopos mais pesados (^{13}C). Já em águas oceânicas a produtividade primária, em geral, é menor e, portanto, os valores da razão isotópica de carbono são menores (-19‰) quando comparados com a região costeira (-15‰) (Mancini & Bugoni 2014, Figura 6.7).

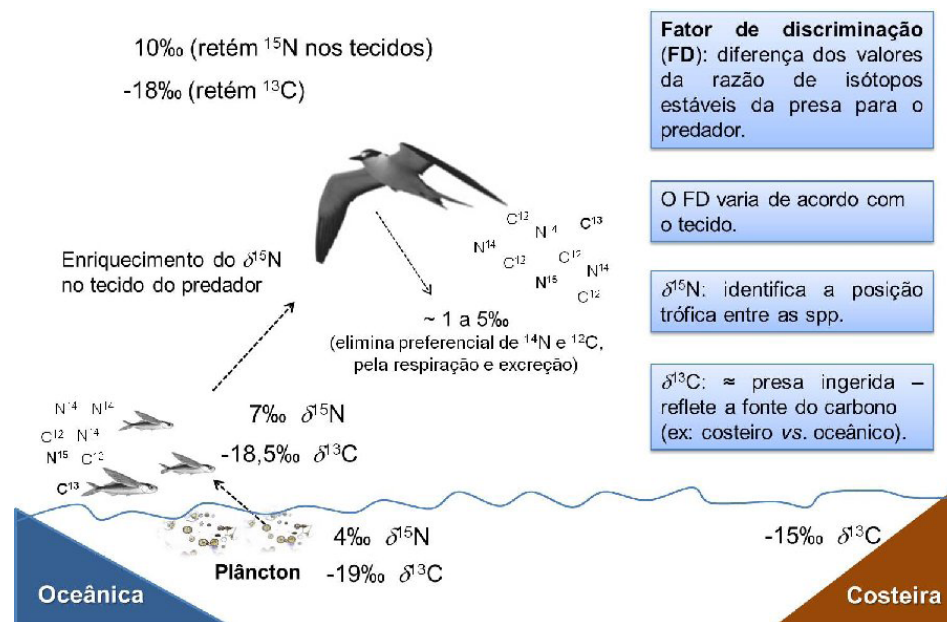


Figura 6.7. Modelo conceitual ilustrando como as razões isotópicas de nitrogênio e carbono podem ser utilizadas para indicar a posição trófica e a área de forrageamento. Texto explicativo acima. Retirado de Mancini & Bugoni 2014.

O termo nicho isotópico foi formalmente apresentado por Newsome *et al.* (2007) e sua definição é uma área (δ -espaço) com valores isotópicos das razões de nitrogênio e carbono como eixos. Os eixos isotópicos fornecem informação sobre duas dimensões do nicho ecológico (Hutchinson 1957) e, portanto, podem ser utilizados para medir sobreposição trófica e áreas de forrageamento (Figura 6.8). No entanto ressalta-se que o nicho isotópico é uma aproximação do nicho ecológico, embora não sejam sinônimos; devido às limitações da metodologia de isótopos estáveis (e.g. não identificação das presas em nível específico, valores semelhantes dos isótopos entre espécies de presas distintas e áreas de forrageamento).

Para determinar o nicho isotópico de uma espécie dentro da comunidade, foi utilizada uma análise Bayesiana para calcular elipses baseadas nas métricas de amplitude de nicho, denominado “*Stable Isotope Bayesian Ellipses in R– SIBER*” (Jackson *et al.* 2011). Além disso, dependendo da variação nos valores de isótopos, as espécies podem ser classificadas como generalistas ou especialistas (Bearhop *et al.* 2004). Em seguida, foi calculada a estimativa de sobreposição das elipses entre anos (2015 e 2016). A PERMANOVA+ foi utilizada para testar se havia diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ da mesma espécie em diferentes anos.

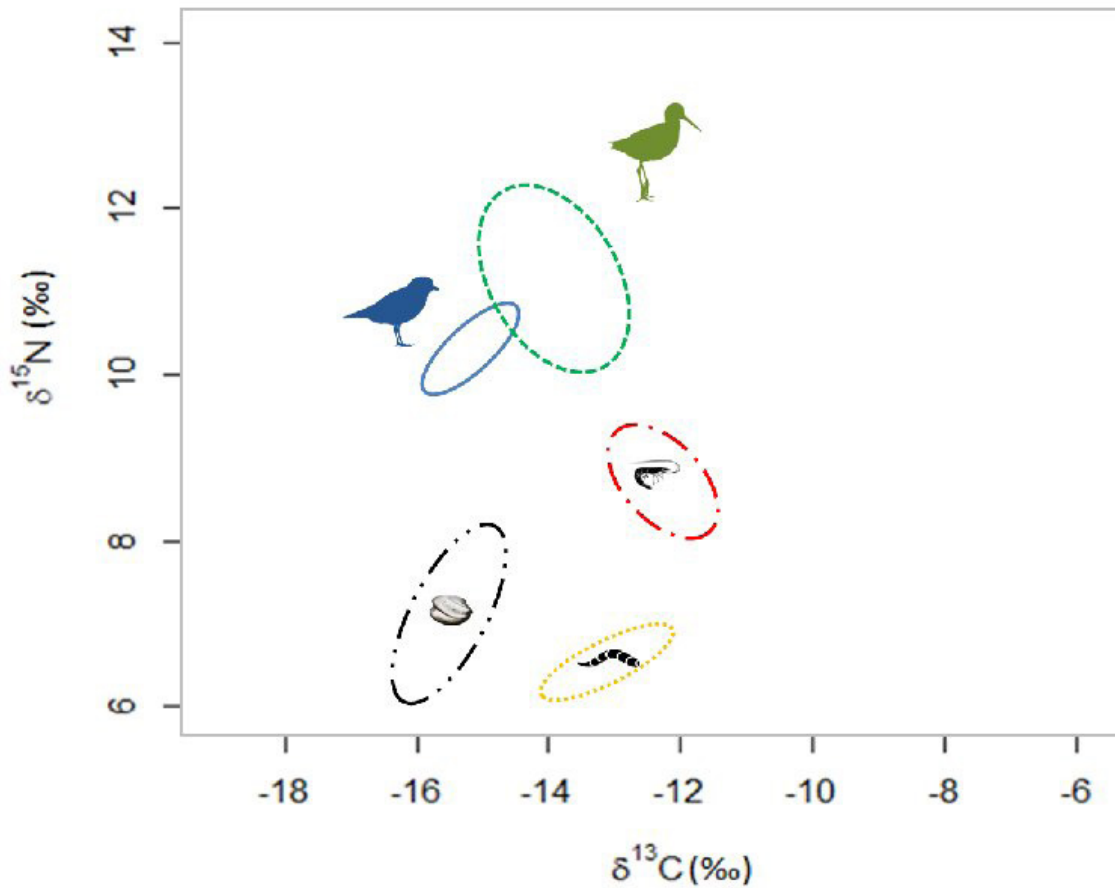


Figura 6.8. Exemplo dos resultados gerados pelo método Bayesiano para calcular elipses, baseados nas métricas de amplitude de nicho denominado “*Stable Isotope Bayesian Ellipses in R– SIBER*” (Jackson *et al.* 2011). O tamanho das elipses pode indicar se a espécie é generalista (elipses maiores) ou especialista (elipses menores), além de mostrar a segregação ou sobreposição de nicho (neste caso trófico) entre as espécies.

6.5 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

Dentro do previsto para os procedimentos de campo, as amostragens mensais para o levantamento da avifauna se mostraram adequadas na Baía do Araçá e no Mangue da Balsa. O número de contagens realizadas por meio do Ponto Fixo em dois pontos do Canal de São Sebastião foram insuficientes devido à não estabilização da curva do coletor e baixa riqueza registrada, inviabilizando uma análise de dados mais adequada. As contagens realizadas antes do pôr do sol foram analisadas de forma adequada, mas para aumentar a variabilidade mensal dos dados de abundância, e mesmo o cálculo de abundância média mensal, deveriam ser realizadas pelo menos três contagens por mês.

Embora um grande esforço tenha sido despendido testando diferentes armadilhas para a captura das duas espécies de garças (*Egretta thula* e *E. caerulea*), tornou-se inviável a execução das análises de sobreposição de nicho trófico por meio de análises de isótopos estáveis, pois essas espécies não foram capturadas.

O uso das armadilhas foi bem-sucedido na captura das batuíras-de-bando (*Charadrius semipalmatus*) e maçarico-pintado (*Actitis macularius*) em dois anos subsequentes e assim foi possível analisar a sobreposição de nicho trófico por meio das análises de isótopos estáveis, bem como inserir a espécie na teia trófica da Baía do Araçá, em conjunto com o Módulo 7 – Interações Tróficas.

Em relação à fidelidade das batuíras-de-bando na área de alimentação, foi possível confirmar essa hipótese por meio de registros fotográficos e recapturas de indivíduos anilhados no ano anterior (Figura 6.9).



Figura 6.9. Batuíra-de-bando (*Charadrius semipalmatus*) anilhada em abril de 2015 e recapturada em março de 2016. Foto: Patricia L. Mancini.

6.5.1 Amostragem em campo

Na área percorrida diariamente, durante as expedições de campo, fomos extensivamente alertados sobre a presença de usuários de drogas no local, principalmente após a Praia do Germano (ao lado do núcleo 1). Inúmeras vezes os pesquisadores foram abordados por pessoas da comunidade que alertavam sobre a possibilidade de roubo dos equipamentos (binóculos, máquinas fotográficas e celulares) na área da Praia do Topo e Córrego Mãe Isabel. Foram tantos os avisos, que os dois locais citados passaram ser observados de

longe apenas por binóculos e os organismos registrados com máquina fotográfica (Nikon P600, zoom 60x). No Mangue da Balsa, devido à presença de portaria para acessar o estacionamento da DERSA, a sensação de segurança era maior.

6.5.2 Registro de dados

Em relação aos dados registrados, um ponto de melhoria seria, além de anotar o local em que a ave foi registrada (exemplo: próximo ao mangue central), registrar exatamente o hábitat em que ela se encontrava (costão rochoso, mangue, planície de maré, praia, estrutura antrópica). Dessa forma, as análises de uso dos hábitats poderiam ser mais precisas e também seria possível quantificar e qualificar os tipos de estruturas antrópicas que são utilizadas pelas aves nas duas áreas de estudo.

6.5.3 Uso de armadilhas

Redes de neblina: devido ao tamanho, dificuldades de deslocamento pela Baía do Araçá e outras características físicas da área de estudo, os pontos escolhidos para montagem das redes estavam ao alcance da população local, pescadores durante suas atividades de rotina e até animais domésticos que transitam na região. Considerando que qualquer movimentação próxima das redes pode prejudicar a amostragem afastando as aves, esse foi um dos fatores limitantes, especialmente em dias de campanha que coincidiam com finais de semana, quando há uma intensa atividade da comunidade no local. Além disso, a movimentação das pessoas pode chamar a atenção das aves para a presença das redes, fazendo com que a característica principal da armadilha, a camuflagem no ambiente, seja prejudicada. A tendência natural em um ambiente com presença humana é a curiosidade, ou ainda, resistência das pessoas (por não compreenderem de antemão os procedimentos relacionados à pesquisa), ocasionando a aproximação e um provável prejuízo na amostragem. Nestas situações, a atividade foi interrompida e estabeleceu-se um diálogo para explicar sobre os procedimentos. Como ferramenta de difusão e informação, além do diálogo em linguagem mais apropriada e acessível, foram entregues exemplares do *folder* “Aves da Baía do Araçá”, elaborado no âmbito do projeto *Biota-Araçá*. Essa abordagem, em geral, foi bem recebida e mostrou resultados positivos nos dias que se seguiram, quando as pessoas já compreendiam a atuação no local. Em contrapartida, em determinada campanha de campo, houve o furto de redes gerando estresse e prejuízo amostral. Após esclarecimentos, no final do mesmo dia do furto, o material foi devolvido aos pesquisadores. Este ocorrido evidencia a necessidade de incluir a população no contexto dos estudos e a importância do preparo de cada pesquisador em campo para lidar com situações adversas de forma pacífica e informativa.

Apesar de superados os desafios de montagem e adequação das redes, algumas sugestões são feitas para que futuras capturas tenham maior êxito, mesmo em ambiente adverso como a Baía do Araçá ou outras regiões com características semelhantes. A malha das redes pode estar camuflada, mas as estacas de alumínio não; esse pode ser um elemento que chama bastante atenção na paisagem, ainda mais sob incidência de sol. Pode-se camuflar a coluna com vegetação, como sugere Bub (1995), fazer uma aplicação de tinta ou mesmo encapar as estacas com plástico adesivo. Para melhor fixação das estacas e equilíbrio no peso entre as redes, sugere-se o uso de *spears*, comumente utilizados na armação de barracas. Devem ser instalados tantos pontos de captura quanto possíveis, desde que haja garantia de equipe qualificada suficiente para supervisão e vitória das redes, além de processamento das aves capturadas em tempo hábil. Condições climáticas podem afetar o tempo de duração das campanhas, interferindo no planejamento amostral.

O cuidado com as redes de neblina deve ser dobrado: em ambientes costeiros qualquer resíduo de sal pode ressecar e danificar o material da malha e oxidar as hastes. Além disso, a umidade excessiva em uma rede fechada pode ocasionar proliferação de fungos. O bom estado das redes é um fator indispensável para o sucesso de captura e segurança das aves (Smith *et al.* 1997) e, portanto, algumas medidas são necessárias em seu manuseio. Após o uso das redes, qualquer material que esteja aderido à malha deve ser cuidadosamente

retirado, e todo o material (redes, hastes e cordas) deve ser lavado com água doce e colocado para secar ao ar livre em dia ensolarado. Somente quando a rede estiver completamente seca, pode ser armazenada em sacos de pano ou plástico.

Por fim, em locais onde há circulação de pessoas, pode-se sinalizar com placas de aviso sobre o que está sendo feito (Ex. “Pesquisa em andamento”), alertando para os riscos de aproximação da rede, como sugerido no *North American Banding Council* (2001).

Armadilha de retenção de pé com iscas: essa armadilha foi testada com algumas variações do modelo apresentado na Figura 6.3. Diversas tentativas de atrair as garças para um determinado local foram feitas, antes mesmo de preparar e colocar a armadilha. Tipos diferentes de iscas foram utilizados, como peixes prateados de diferentes tamanhos ou envoltos em alumínio, dentro e fora de poças de maré, bem como a colocação de réplicas de garças de madeira. Também tentou-se atrair as aves utilizando iscas e simulando a presença de uma armadilha para prender a ave pelo pé, semelhante à descrita por Brzorad & Maccarone (2014). Entretanto, a armadilha sugerida pelos autores não é indicada para ser utilizada em áreas que sofrem o efeito da maré, já que o período de maré baixa é curto e limita o acesso das garças à armadilha, portanto, nenhuma das tentativas foi bem-sucedida. Além disso, as garças na Baía do Araçá raramente se agregavam para se alimentar, e das poucas vezes em que esse comportamento foi registrado, elas estavam em área de planície de maré muito instável, o que tornou a instalação das armadilhas impossível. A rede de canhão pneumática (Caudill *et al.* 2014) foi descartada pela falta de clareza na descrição do esforço de captura, e pela necessidade de utilizar um automóvel para funcionamento adequado da armadilha, o que é inviável no local de estudo.

Gaiola e puçá: em ambas as armadilhas nenhuma ave foi capturada. O puçá foi utilizado complementarmente na captura dos urubus, mas mesmo tentando se aproximar de forma discreta das aves, não houve captura. O transporte e montagem da gaiola mostraram-se pouco práticos, mesmo utilizando materiais leves como as estruturas de PCV e redes de náilon. Além disso, na maré alta as garças não foram avisadas nas praias se alimentando, o que limitava o local e o tempo em que a armadilha poderia ficar armada. Por questões de segurança, a gaiola tinha que ser montada e desmontada a cada dia, e os testes com ela foram realizados ao longo de três meses.

6.5.4 Análise dos dados

Nas análises de abundância média das aves, tomou-se o cuidado de retirar registros numerosos de urubus que se agregavam para se alimentar de descartes de pesca ou carcaças de tartarugas marinhas, ou ainda peixes que por vezes encalhavam na Baía. Esses dados poderiam mascarar as tendências sazonais e espaciais da avifauna presente nas áreas estudadas.

As análises de riqueza e abundância de espécies registradas no Canal de São Sebastião ficaram prejudicadas pela ausência de mais réplicas das contagens por meio da técnica do Ponto Fixo. Apenas uma contagem de 15 minutos foi realizada por dia. Isso ocorreu pois no início do projeto não estava claro que essas contagens deveriam ser analisadas separadamente, tanto por se tratar de uma metodologia diferente, como pelo fato de o hábitat ser totalmente distinto da Baía do Araçá, sendo independente da variação de maré. Recomenda-se a amostragem por Ponto Fixo com intervalos a cada 10 minutos (Thompson *et al.* 2002). Dessa forma é possível aumentar o número amostral e proceder de forma mais adequada com as análises. Além disso, sugere-se realizar essa amostragem em diferentes horários, visto que seria possível analisar uma potencial variação na composição da avifauna e do uso de hábitat por período do dia.

6.6 REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to software and statistical methods. West Hoe: PRIMER–E Ltd, Plymouth, UK.
- BEARHOP, S.; ADAMS, C.E.; WALDRON, S.; FULLER, R.A.; MACLEOD, H. 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology*, 73: 1007-1012.
- BIBBY, C.; JONES, M.; MARSDEN, S. 1998. Expedition field techniques bird surveys. Expedition Advisory Centre, Londres. 137 p.
- BRANCO, J.O.; BARBIERI, E.; FRACASSO, H.A. 2011. Técnicas de pesquisa em aves marinhas. *In*: VON MATTER, S.; STRAUBE, F.C.; PIACENTINI, V.Q.; ACCORDI, I.A.; CÂNDIDO, J.F.J. (Eds.) Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e conservação. Technical Books, Rio de Janeiro, 8: 219-235.
- BRZORAD, J.N.; MACCARONE, A.D. 2014. An inexpensive technique for capturing gregarious wading birds on their foraging grounds. *Waterbirds*, 37: 335-339.
- BUB, H. 1995. Bird trapping and bird banding: a handbook for trapping methods all over the world. Cornell University Press, Ithaca. 330 p.
- CAMPOS, F.P.; PALUDO, D.; FARIA, P.J.; MARTUSCELLI, P. 2004. Aves insulares marinhas, residentes e migratórias, do litoral do Estado de São Paulo. pp. 57-82. *In*: BRANCO, J.O. (Org.). Aves marinhas insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Editora da UNIVALI, Itajaí, Santa Catarina. 266 p.
- CAUDILL, D.; CAUDILL, G.; MEYER, K.D.; KENT, G.M.; TARWATER, J.; BUTLER, E. 2014. A pneumatic net gun method for capture of Great Egrets (*Ardea alba*). *Waterbirds*, 37: 457-461.
- CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18: 117-143.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. 2006. Primer v6: User Manual / Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, UK.
- CPEA. 2011. Consultoria, planejamento e estudos ambientais. plano integrado Porto Cidade – PIPC. Estudo de Impacto Ambiental (RIMA).
- DEVELEY P.; ENDRIGO, E. 2011. Guia de campo: aves da grande São Paulo. 2ª Edição. Aves e Fotos Editora. 320p.
- DUBOWY, P.J. 1996. Effects of water levels and weather on wintering herons and Egrets. *The Southwestern Naturalist*, 41:341-7.
- ESQUIVEL A.M.; PERIS, S. 2008. Influence of time of the day, duration and number of count point count sampling of birds in an Atlantic forest of Paraguay. *Ornitologia Neotropical*, 19: 229-242.
- HUTCHINSON, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22(2): 415-427.
- HUTCHINSON, G.E. 1978. An introduction to population biology. Yale University Press, New Haven. 260 p.
- JACKSON, A.L.; INGER, R.; PARNELL, A.C.; BEARHOP, S. 2011. Comparing isotopic niche widths

- among and within communities: SIBER – Stable Isotope Bayesian Ellipses in R. *Journal of Animal Ecology*, 80: 595-602.
- LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J.A. 1988. *Statistical ecology: a primer on methods and computing*. John Wiley and Sons, New York. 337 p.
- OLMOS, F.E.; SILVA-E-SILVA, R. 2002. *Guará: ambiente, flora e fauna dos manguezais de Santos-Cubatão*. Empresa das Artes, São Paulo.
- MANCINI, P.L.; BUGONI, L. 2014. Resources partitioning by seabirds and their relationship with other consumers at and around a small tropical archipelago. *ICES Journal of Marine Science*, 71: 2599-2607.
- MANCINI, P.L.; MATINATA, B.S.; FISCHER, L.G. 2017. *Aves da Baía do Araçá e arredores*. Patricia Luciano Mancini (Editora), São Paulo: 108 p.
- MARINHA DO BRASIL. Previsões de marés (máximas e mínimas diárias) Disponível em <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/box-previsao-mare/tabuas/>.
- MORALES, G.; PACHECO, J. 1986. Effects of diking of a Venezuelan savanna on avian habitat species diversity, energy flow, and mineral flow through wading birds. *Colonial Waterbirds*, 9: 236-242.
- MUSCAT, E.; SAVIOLLI, J.Y.; COSTA, A.; CHAGAS, C.A.; EUGÊNIO, M.; ROTENBERG, E.L.; OLMO, F. 2014. Birds of the Alcatrazes archipelago and surrounding waters, São Paulo, southeastern Brazil. *Check List*, 10: 729-738.
- NEHLS, G.; TIEDEMANN, R. 1993. What determines the densities of feeding birds on tidal flats? A case study on Dunlin, *Calidris alpina*, in the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 31:375-84.
- NEWSOME, S.D.; MARINEZ-DEL-RIO, C.; BEARHOP, S.; PHILLIPS, D.L. 2007. A niche for isotopic ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 429-436.
- NORTH AMERICAN BANDING COUNCIL. 2001. *The North American Banders' Study Guide*. 66p.
- RIDGELY, R.S.; GWYNNE, J.A.; TUDOR, G.; ARGEL, M. 2015. *Wildlife Conservation Society, Aves do Brasil, Mata Atlântica do Sudeste*. Editora Horizonte. 424 p.
- ROOS, A.L. 2011. Capturando aves. pp. 79-104. *In*: VON MATTER, S.; STRAUBE, F.C.; PIACENTINI, V.Q.; ACCORDI, I.A.; CÂNDIDO, J.F.J. (Eds.) *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e conservação*. Technical Books, Rio de Janeiro. 516 p.
- SICK, H. 2001. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 912 p.
- SGRILO, R. 2011. Google Earth Path 1.4.5. Disponível em: <http://www.sgrillo.net/googleearth/gepath.htm>, acessado em julho de 2016.
- SMITH, H.; MCCRACKEN, J.; SHEPHERD, D.; VELEZ, P. 1997. *Mist netters bird safety handbook: A bird bander's guide to safe and ethical mist netting and banding procedures*. 80 p.
- TIEDEMANN, R.; NEHLS, G. 1997. Seasonal and tidal variation in densities of feeding birds on tidal mudflats. *Journal of Ornithology*, 138:183-98.
- THOMPSON, F.R.; BURHAN, D.E.; ROOT, B. 2002. Effects of point count protocol on bird abundance and variability estimates and power to detect population trends. *Journal of Field Ornithology*, 73: 141-150.

- VAN PERLO, B. 2009. A field guide to the birds of Brazil. Editora Oxford USA Trade, EUA.
- VOOREN, C.M.; CHIARADIA, A. 1990. Seasonal abundance and behavior of coastal birds on Cassino Beach, Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 1:9-24.
- ZANIN, G.R.; TOSIN, L.F.; BARBIERI, E. 2009. Variação da avifauna, em relação ao nível da maré, no uso de um plano intermareal no Mar Pequeno, Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. *Estudos de Biologia*, 75: 39-48.

7 - SISTEMA NECTÔNICO: “TARTARUGAS”

Amanda Fernandes, Riguel F. Contente

7.1 INTRODUÇÃO

Apesar de as tartarugas marinhas permanecerem menos de 1% de seu ciclo de vida em ambiente de praia – como embriões e fêmeas adultas, 90% dos estudos com esses animais se concentram em praias de desova (Bjorndal *et al.* 2000). Após deixarem as áreas de desova, os filhotes iniciam uma fase oceânica, flutuando em correntes marinhas por alguns anos (Carr & Meylan 1980, Carr 1987), e após esta fase, recrutam em habitats costeiros rasos que são ricos em gramas marinha, algas e invertebrados, onde forrageiam e crescem até a maturidade (Musick & Limpus 1997).

Fernandes *et al.* (2015) e Fernandes (2015) registraram a ocorrência de juvenis e adultos de tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*), tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) e tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) na margem leste da Ilha de São Sebastião (município de Ilhabela), voltada ao Canal de São Sebastião, uma área próxima à Baía do Araçá (2-3 Km). Não havia, até o início do projeto *Biota-Araçá*, registros documentados, ou mesmo publicados, sobre a ocorrência de tartarugas na baía, a qual reúne condições ideais para a alimentação desses répteis, como manguezais, gramas marinhas e grande abundância de algas e invertebrados (Pendoley & Fitzpatrick 1999, Pritchard 1971, Limpus 1998, Limpus & Limpus 2000). Registros desses animais altamente ameaçados são indispensáveis para subsidiar planos de conservação (Schofield *et al.* 2006, Hamann *et al.* 2010), bem como para monitoramentos e estudos de impactos ambientais, intensos na área. O objetivo dessa etapa do projeto *Biota-Araçá*, Módulo 2 – Sistema Nectônico, foi registrar a ocorrência de tartarugas marinhas na baía, bem como relacionar suas ocorrências com variáveis ambientais. A metodologia utilizada para atingir esses objetivos é descrita e discutida a seguir.

7.2 CAMPO

7.2.1 Estudo piloto

Durante o reconhecimento da área, procurou-se um lugar alto para estabelecimento de um ponto fixo de observação que possibilitasse ampla visão do sublitoral externo da baía para observação das tartarugas, as quais exibem o comportamento de subirem regularmente à superfície para respirar. O local selecionado para o ponto fixo foi a ponta da Baía do Araçá (Figura 7.1 e 7.3).

As observações de tartarugas no entremarés e sublitoral interno foram feitas em canoa a remo, meio de amostragem que traz amplo campo de visão e, ao mesmo tempo, gera pouco distúrbio na água, diminuindo a chance de afugentamento das tartarugas. Para esse método, definiu-se o período do dia e os transectos potenciais, junto com os pescadores locais que conheciam os sítios de ocorrência de tartarugas. Considerou-se, também, a possibilidade de mergulhos livres para observação de comportamentos, porém esse método foi descartado, pois a água da baía é regularmente turva (< 1 m).

7.2.2 Campanhas para observação das tartarugas marinhas

As campanhas de observações foram realizadas em março, junho, agosto e outubro de 2014. Em março e junho, as observações foram realizadas apenas em canoa, e em agosto e outubro foram conduzidas em canoa e ponto fixo.

7.2.3 Observações em canoa

As observações em canoa foram realizadas durante cinco dias consecutivos no sublitoral raso e no entremarés (Figuras 7.1 e 7.2), no período da tarde (13h00min às 17h00min), em maré alta de sizígia, quando havia maior área submersa para as tartarugas forragearem. Ao longo desses dois setores, o observador era conduzido na canoa. Em cada saída para observação, diferentes percursos foram aleatoriamente selecionados e realizados, num período de duas horas. O tempo de observação foi reduzido quando as condições do mar eram desfavoráveis. Ao longo do percurso, o observador anotava o número de subidas de tartarugas à superfície e, quando possível, a classe de tamanho do indivíduo, que foi estimada visualmente em classes amplas de 10 em 10 cm (ex.: 30-40 cm, 40-50 cm, etc.).

Antes do início das observações, anotou-se o sentido (vazante ou enchente) e a intensidade (fraca, moderada e alta) da corrente de maré e o estado de agitação do mar (baseado na escala Beaufort) para verificar possíveis influências de tais variáveis ambientais na avistagem das tartarugas.

7.2.4 Observações em ponto fixo

As observações em ponto fixo foram conduzidas ao longo de cinco dias consecutivos, para amostrar o sublitoral externo (Figuras 7.1 e 7.3). As avistagens foram realizadas com a adaptação do método de amostragem de varredura descrito por Altmann (1974), que é utilizada principalmente para obtenção de dados de parâmetros populacionais e para estimar tamanhos de populações (Altmann 1974, Mann 1999). Tal método pode ser utilizado para obter dados de um grupo com grande quantidade de indivíduos.

Cada observação teve duração total de uma hora e dez minutos, divididos em cinco etapas de 10 minutos, com um intervalo de 5 minutos de descanso entre elas. Tais observações foram realizadas de manhã (7h00min às 12h00min). Como na canoa, os registros consistiram nas subidas à superfície para respiração, mesmo que do mesmo indivíduo. Os registros foram obtidos ao longo de dez minutos, ao final dos quais foi feita uma estimativa da quantidade de indivíduos avistados na etapa. As seguintes variáveis ambientais foram registradas concomitantemente às observações: temperatura do ar, estado de agitação do mar (escala Beaufort) e direção e intensidade da corrente de maré, tal como com a amostragem em canoa. Potenciais atividades que afetam o comportamento das tartarugas como passagem de barcos e presença de pesca também foram registradas.

7.3 ANÁLISE DOS DADOS

Para verificar a influência das correntes de maré, do grau de agitação do mar e das atividades de embarcação e pesca no número de tartarugas observadas foram utilizadas árvores de regressão e classificação, utilizando o pacote estatístico *packages* 'rpart' (Therneau *et al.* 2015) do Programa Estatístico R.

7.4 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

A metodologia adotada permitiu verificar a ocorrência de tartarugas-verdes na Baía do Araçá, evidenciando a importância do local para essa espécie ameaçada de extinção. Por meio da metodologia utilizada

foi possível também classificar os animais como juvenis, o que indica o Araçá como um local de desenvolvimento e alimentação para as tartarugas-verdes.

Com as observações em ponto fixo e canoa, foi possível atingir os objetivos propostos obtendo um grande número de registros a baixo custo operacional e com nenhuma invasibilidade. Para incrementar a qualidade dos dados ecológicos e biológicos em futuros estudos, sugere-se que mergulhos sejam realizados em dias de boas condições de visibilidade da água para determinação dos comportamentos das tartarugas na baía, bem como a captura intencional de alguns indivíduos para biometria, o que permitiria determinar, com mais precisão, o tamanho dos animais que usam a baía.

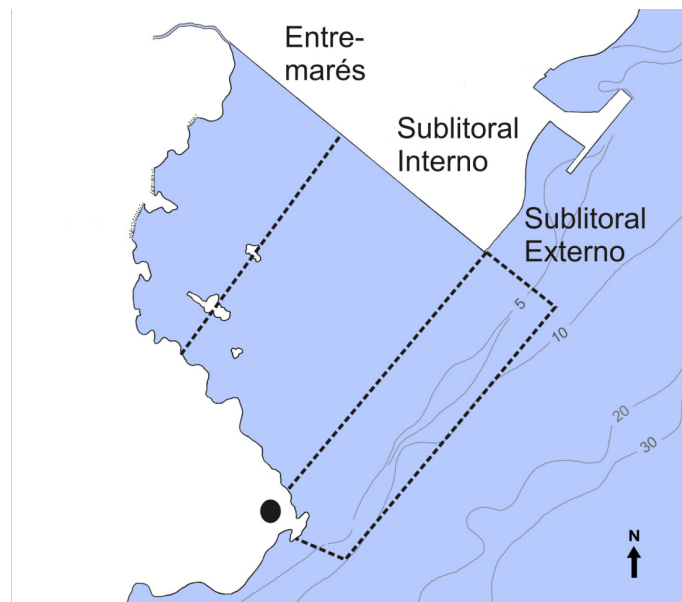


Figura 7.1. Setorização da baía, em entremarés, sublitoral interno e sublitoral externo onde foram feitas as observações de tartarugas. O ponto preto ao sul da baía indica o ponto fixo de avistagem. *Esquema:* Tatiana Steiner e Riguel Contente.



Figura 7.2. Fotografia ilustrando o campo de visão durante as avistagens de tartarugas em canoa. *Foto:* Marcella B. Giaretta.



Figura 7.3. Campo de visão a partir do ponto fixo na Baía do Araçá, utilizado para avistagem de tartarugas.
Foto: Amanda Fernandes.

7.5 REFERÊNCIAS

- ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49: 227-267.
- BJORNDAL, K.A.; BOLTEN, A.B.; CHALOUPKA, M.Y. 2000. Green turtle somatic growth model: evidence for density dependence. *Ecological Applications*, 10(1): 269-282.
- CARR, A. 1987. New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. *Conservation Biology*, 1: 103-121.
- CARR, A.; MEYLAN, A.B. 1980. Evidence of passive migration of green turtle hatchlings in Sargassum. *Copeia*, 1980(2): 366-368.
- FERNANDES, A. 2015. Estudo da ocorrência de espécies de tartarugas marinhas em Ilhabela – Litoral Norte do Estado de São Paulo. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus. 66 p.
- FERNANDES, A.; BONDIOLI, A.C.V.; KIENLE, M.S.; SCHIAVETTI, A. 2015. Occurrence of adult resident hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) at Ilhabela, southeastern coast of Brazil. *Hepertology Notes*, 8: 115-117.
- HAMANN, M.; GODFREY, M.H.; SEMINOFF, J.A.; ARTHUR, K.; BARATA, P.C.R.B.; BJORNDAL, K.A.; BOLTEN, A.B.; BRODERICK, A.C.; CAMPBELL, L.M.; CARRERAS, C.; CASALE, P.; CHALOUPKA, M.; CHAN, S.K.F.; COYNE, M.S.; CROWDER, L.B.; DIEZ, C.E.; DUTTON, P.H.; EPPERLY, S.P.; FITZSIMMONS, N.N.; FORMIA, A.; GIRONDOT, M.; HAYS, G.C.; CHENG, I.J.; KASKA, Y.; LEWISON, R.; MORTIMER, J.A.; NICHOLS, W.J.; REINA, R.D.; SHANKER, K.; SPOTILA, J.R.; TOMÁS, J.; WALLACE, B.P.; WORK, T.M.; ZBINDEN, J.; GODLEY, B.J. 2010. Global research

- priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research*, 11: 245-269.
- LIMPUS, C.J. 1998. Overview of marine turtle conservation and management in Australia. pp. 1-8. *In*: KENNETT, R.; WEBB, A.; DUFF, G.; GUINEA, M.; HILL, G. (Eds.) *Marine turtle conservation and management in Northern Australia*. Northern Territory University, Darwin. 117p.
- LIMPUS, C.J.; LIMPUS, D.J. 2000. Mangroves in the diet of *Chelonia mydas* in Queensland, Australia. *Marine Turtle Newsletter*, 89: 13-15.
- MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. *Marine Mammal Science*, California, 15: 102-122.
- MUSICK, J.A.; LIMPUS, C.J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. pp. 137-164. *In*: LUTZ, P.L.; MUSICK, J.A. (Ed.) *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. 466 p.
- PENDOLEY, K.; FITZPATRICK, J. 1999. Browsing on mangroves by green turtles in Western Australia. *Marine Turtle Newsletter*, 84: 1-10.
- PRITCHARD, P.C.H. 1971. Sea turtles in the Galapagos Islands. IUCN Publications New Series, Supplementary Papers, 31: 34-37.
- SCHOFIELD, G.; KATSELIDIS, K.A.; DIMOPOULOS, P.; PANTIS, J.D.; HAYS, G.C. 2006. Behaviour analysis of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* from direct in-water observation. *Endangered Species Research*, 2: 71-79.
- THERNEAU, T.; ATKINSON, B.; RIPLEY, B.; RIPLEY, M.B. 2015. Rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees. R package version 4.1-9. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=rpart>.

8 – SISTEMA NECTÔNICO: CETÁCEOS

Diogo D. Barcellos, Marcos Cesar de O. Santos

8.1 INTRODUÇÃO

Até 2015, os registros de presença de cetáceos na região do Canal de São Sebastião (CSS) e proximidades da Baía do Araçá foram efetuados por meio de publicações em jornais, em redes sociais, em notificações de encalhes ou avistagens de embarcações de pesquisa, turísticas, pesqueiras e/ou comerciais. As ocorrências históricas de cetáceos indicam que o CSS é zona de passagem, durante temporadas de migração, para algumas espécies de baleias, assim como de uso ocasional por golfinhos (Santos *et al.* 2010).

Assim, há registros de: baleia-franca-austral (*Eubalaena-australis*), baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e baleia-de-Bryde (*Balaenoptera brydei*). Orcas (*Orcinus orca*), botos-cinza (*Sotalia guianensis*), golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), golfinhos-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*), e toninhas (*Pontoporia blainvillei*) também já foram reportadas na região do CSS (Santos *et al.* 2010). Todas essas ocorrências foram efetuadas de maneira pontual, sem um monitoramento efetivo para avaliar padrões de residência ou de usos sazonais.

Com o Monitoramento Acústico Passivo (MAP, tradução do termo em língua inglesa *Passive Acoustic Monitoring*) é possível monitorar a presença de espécies que emitem ruídos sonoros. O equipamento utilizado para realizar o MAP é composto por um hidrofone (com sensores que captam e convertem vibrações sonoras em sinais elétricos) acoplado a uma placa eletrônica e um conjunto de baterias, e pode ser programado previamente em computador para efetuar gravações sonoras contínuas ou aintervalos de tempo. As gravações dão origem a arquivos de extensão do tipo *wav*, os quais são armazenados em cartão de memória. O MAP é um método não óptico, não invasivo e não destrutivo de detecção de cetáceos, baseado na obtenção da energia acústica e taxa de frequência emitida por eles (Rountree *et al.* 2006, Zimmer 2011). Com o uso desta ferramenta é possível monitorar a presença de cetáceos de maneira contínua durante todos os períodos do dia, noite e madrugada, e em condições de clima não favoráveis e que impossibilitam as observações visuais em campo (Mellinger *et al.* 2007).

A comunidade científica tem utilizado cada vez mais a ferramenta do MAP para estudos de estimativa de abundância, ocorrência sazonal, monitoramento temporal e espacial do comportamento e uso de área de cetáceos (Mellinger *et al.* 2007, Zimmer 2013). Outros exemplos de aplicação desta ferramenta (MAP) envolvem as mitigações dos potenciais efeitos negativos das atividades humanas nas comunidades marinhas, tais como geração de ruídos gerados por embarcações, identificação de sobreposições de rotas de migração de baleias e embarcações comerciais, o que pode ocasionar em atropelamentos, além dos efeitos causados pelas pesquisas sísmicas, sonares, exploração de óleo e gás, e atividades militares (Rountree *et al.* 2006, Zimmer 2013). Estes efeitos podem influenciar negativamente determinadas espécies que reagem aos sons de origem antrópica (Simmonds & Lopez-Jurado 1991, Nowacek *et al.* 2007).

Abaixo, descrevemos a metodologia de utilização do MAP sobre o inventário de espécies de cetáceos presentes no CSS e, conseqüentemente, nas imediações da Baía do Araçá.

8.2 CAMPO

8.2.1 Estudo piloto

Para definição de um protocolo de amostragem de MAP de cetáceos no CSS e na região da Baía do Araçá foi realizado um estudo piloto entre janeiro de 2014 e março de 2015, no qual se objetivou os seguintes itens:

1. Reconhecimento de área;
2. Obtenção de informação de ruídos e de profundidade de diferentes regiões;
3. Escolha da área para instalação de fundeio e apoio logístico para suas manutenções;
4. Estudo de *fouling* (povoamento de fauna e flora sobre o equipamento);
5. Avaliação de custos operacionais

Foram feitas observações da região de estudo no sentido de avaliar as potencialidades e escolha do melhor local para instalação de um equipamento de gravação acústica autônomo. Sendo assim, foi avaliada a dinâmica oceanográfica, profundidade da área de estudo, e tráfego de embarcações, relacionando estas características com variáveis acústicas (e.g. propagação do som), auxiliando desta maneira a escolha e tomada de decisão quanto ao local de instalação do equipamento de MAP.

Além disto, utilizando um hidrofone HTI-96-Min, com sensibilidade $-169,5$ dB V/ μ Pa, acoplado a um gravador Sony PCM-M10, com taxa de gravação de 96 kHz, foi efetuado um reconhecimento sonoro pontual de diversas regiões do CSS, como na Baía do Araçá, na região norte, central e sul. Para a catalogação e medição de ruídos antrópicos, foram feitas gravações ao lado de embarcações em funcionamento, na região do porto e nas rotas de travessia das balsas entre o continente e a Ilhabela.

Nas proximidades da Baía do Araçá, ao lado da Laje dos Moleques ($23^{\circ}49'S$; $45^{\circ}24'O$), o Laboratório de Hidrodinâmica Costeira (LHICO) do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IO-USP) gerencia um fundeio oceanográfico há mais de 20 anos (como exemplo os estudos: Castro Filho 1990, Miranda & Castro Filho 1995). A profundidade de 20 metros do fundeio do LHICO e a possibilidade de assimilar as expedições efetuadas pelo Laboratório de Instrumentação Oceanográfica (LIO) para manutenção do fundeio do LHICO com as trocas e manutenções dos equipamentos de MAP foram os motivos que favoreceram a escolha deste local para o início do monitoramento de cetáceos com uso da acústica.

Antes do início das atividades de monitoramento foi efetuado um experimento para observar o período e a colonização de organismos marinhos em uma estrutura de tamanho, formato e volume similar (estrutura placebo) ao equipamento de MAP (Figura 8.1), processo conhecido como *fouling*. Além disto, testou-se durante este experimento a técnica de fixação da estrutura placebo ao cabo do fundeio, onde permaneceu por 19 dias a 3 metros de profundidade. Com este experimento foi possível verificar a riqueza e a densidade de espécies, delimitando então um período de manutenção do equipamento sem que ocorram limitações em sua funcionalidade. Importante destacar que o experimento deve ser realizado em diferentes épocas do ano, possibilitando relacionar o *fouling* com variações sazonais climáticas e oceanográficas.

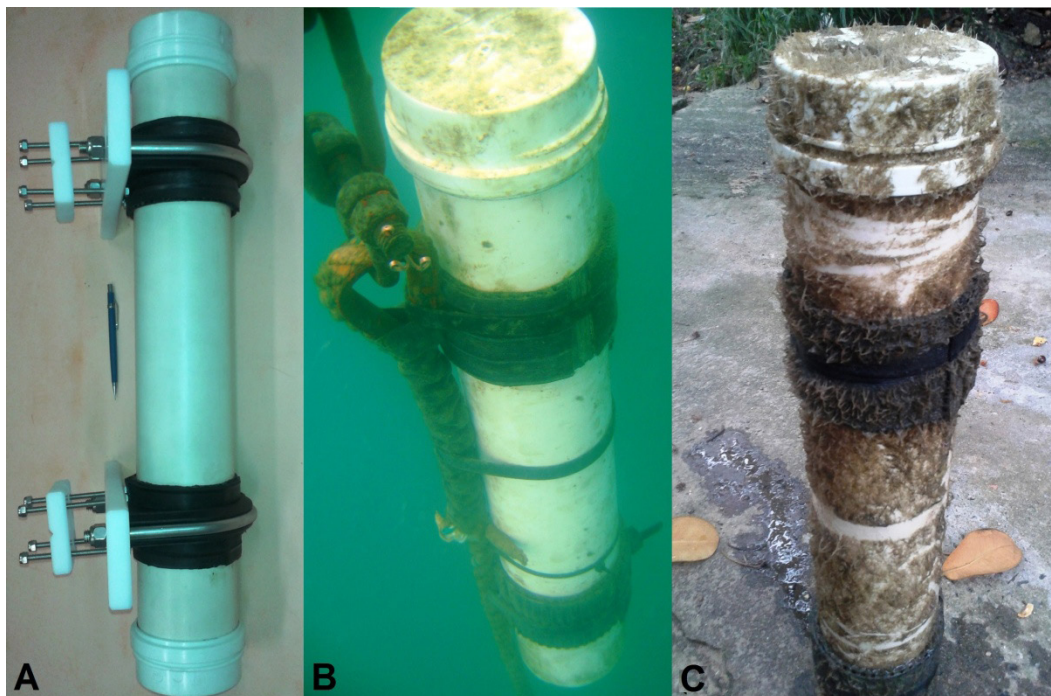


Figura 8.1. Experimento de *fouling*. (A) Estrutura de PVC de tamanho, formato e volume similar ao equipamento de MAP; (B) Estrutura placebo fundeada a 10 dias; (C) Fim do experimento, após 19 dias de submersão. *Fonte:* Laboratório de Biologia da Conservação de Mamíferos Aquáticos – LABCMA/IOUSP. *Fotos:* Diogo D. Barcellos.

Considerou-se a infraestrutura e logística proporcionada pela base de pesquisa do Centro de Biologia Marinha (CEBIMar-USP) para auxílio nas expedições de manutenção dos equipamentos de MAP. Contar com uma base de apoio em campo que tenha em seu quadro funcionários com experiência e vivência em atividades realizadas em ambientes aquáticos é um diferencial para futuros estudos em quaisquer outras áreas. Ao final, foram contabilizados os custos operacionais com a aquisição de baterias para o gravador e mídias físicas para armazenamento de arquivos de áudio.

8.2.2 Coletas de dados

Equipamento de MAP

Dentre os equipamentos de MAP disponíveis no mercado para a investigação com cetáceos (Sousa-Lima *et al.* 2013), optou-se por utilizar dois gravadores autônomos conhecidos como DSG-Ocean (*Ocean Digital Spectrogram Recorder*), da *Loggerhead Instruments*, e hidrofones HTI com sensibilidade de $-200,8$ dB V/ μ Pa (Figura 8.2). Este equipamento de MAP tem capacidade de efetuar gravações contínuas e em intervalos, bem como em taxas de gravação entre 24 kHz e 288 kHz. A obtenção de dados de acústica do CSS foi iniciada em maio de 2015. Um dos equipamentos de MAP foi fixado com abraçadeiras de náilon ao cabo principal do fundeio oceanográfico do LHICO a 7 metros de profundidade (Figura 8.2). Desde então o CSS é monitorado acusticamente.



Figura 8.2. Equipamentos de MAP da *Loggerhead Instruments* anexado com abraçadeiras de náilon ao cabo do fundeio oceanográfico do LHICO. *Fonte:* Laboratório de Biologia da Conservação Mamíferos Aquáticos – LABCMA/IOUSP. *Foto:* Diogo Barcellos.

8.2.3 Gravação de dados

Os equipamentos de MAP foram programados para efetuarem gravações em intervalos de duração de 2 minutos a cada 5 minutos (9 horas e 30 minutos de registros acústicos por dia), em taxa de amostragem de 96 kHz. As gravações foram armazenadas em cartão de memória interno do equipamento, com capacidade de 128 Gb. O hidrofone permaneceu entre 30 a 45 dias em operação, sendo esta a média da capacidade de memória e autonomia de gravação. Após este período, o equipamento de gravação foi substituído por outro com mesma programação.

8.3 ATIVIDADES EM LABORATÓRIO

8.3.1 Download dos dados dos equipamentos autônomos de gravação

A cada expedição de substituição do equipamento de MAP, os dados obtidos pelos gravadores foram descompactados utilizando o software *SoundTrap Host 1.2.9.29427*. Por dia de monitoramento foram gerados 288 arquivos digitais com 22 MB de dimensão cada um. Foram feitos *back-ups* e armazenamento dos arquivos de áudio em *hard disks* portáteis (HDs). Os locais de armazenamento (HDs) e o período de monitoramento foram registrados em planilha para controle e organização do banco de dados.

8.4 ANÁLISE DOS DADOS

8.4.1 Procedimento de análise dos arquivos de áudio coletados: separação dos arquivos de áudio com assinatura acústica de cetáceos

A análise das gravações foi realizada com a utilização dos *softwares Audacity*, versão 2.0.5 (Mazzoni & Dannenberg 2006) e *Raven Pro*, versão 1.5 (Bioacoustics Research Program, 2014). Os dados de áudio foram triados por meio de análise visual do som, em que o arquivo foi explorado com uso do espectrograma em janela do tipo Hann, com definição de 1393 pontos FFT (*fast Fourier transform*) de amostras. O espectrograma exibe os dados de áudio em um gráfico, onde o eixo X exibe em escala temporal a duração da gravação (segundos), e o eixo Y, a frequência sonora (kHz). Sendo assim, para um determinado som obtido pelo gravador, o espectrograma representa a intensidade em dB de uma determinada emissão sonora emitida a uma frequência correspondente em relação a sua duração. Com este tipo de visualização dos dados, foi possível distinguir diferentes ruídos, como exemplo, de origem biológica (Figuras 8.3 e 8.4) e de origem antrópica (Figura 8.5).

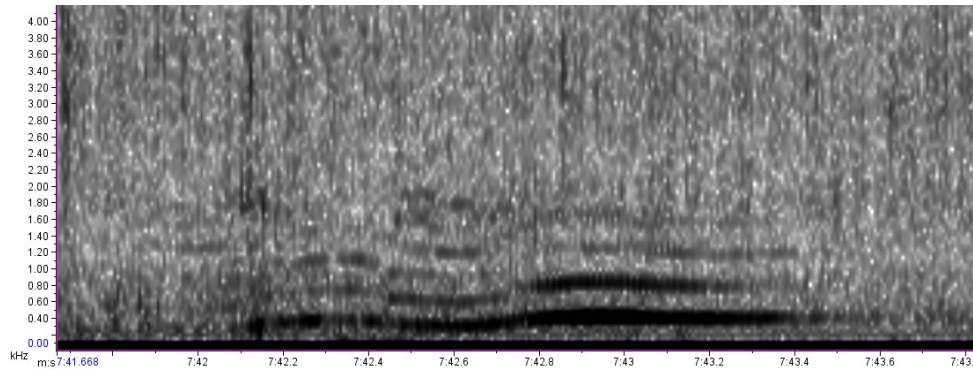


Figura 8.3. Espectrograma do chamado de um misticeto, da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), emitido em frequência entre 300 Hz e 1800 Hz. O eixo x representa a duração (segundos) e o eixo y, em frequência (kHz) do arquivo de áudio. *Fonte:* Laboratório de Biologia da Conservação de Mamíferos Aquáticos – LABCMA/IOUSP. *Foto:* Diogo D. Barcellos.

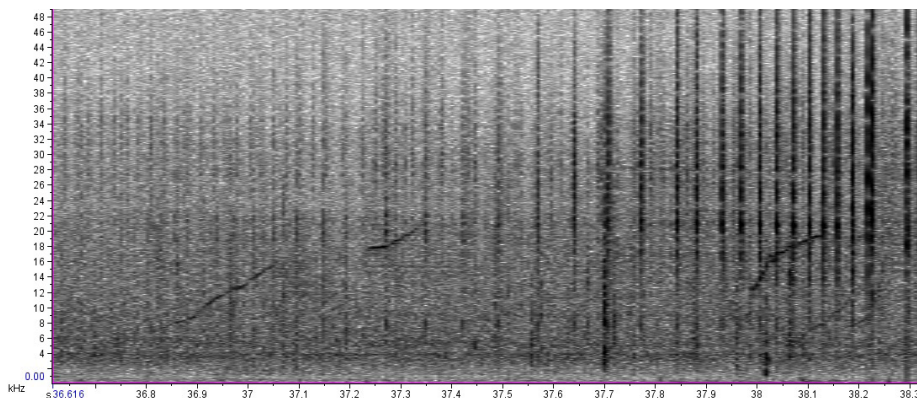


Figura 8.4. Espectrograma da emissão sonora de um odontoceto, do boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Os assobios em frequência entre 7300 Hz e 20300 Hz são emitidos na proposta de interação social entre os indivíduos, já as barras verticais representam os *clicks* de ecolocalização, os quais possuem função sensorial. O eixo X representa a duração (segundos) e o eixo Y, a frequência (kHz) do arquivo de áudio. *Fonte:* Laboratório de Biologia da Conservação Mamíferos Aquáticos – LABCMA/IOUSP. *Foto:* Diogo D. Barcellos.

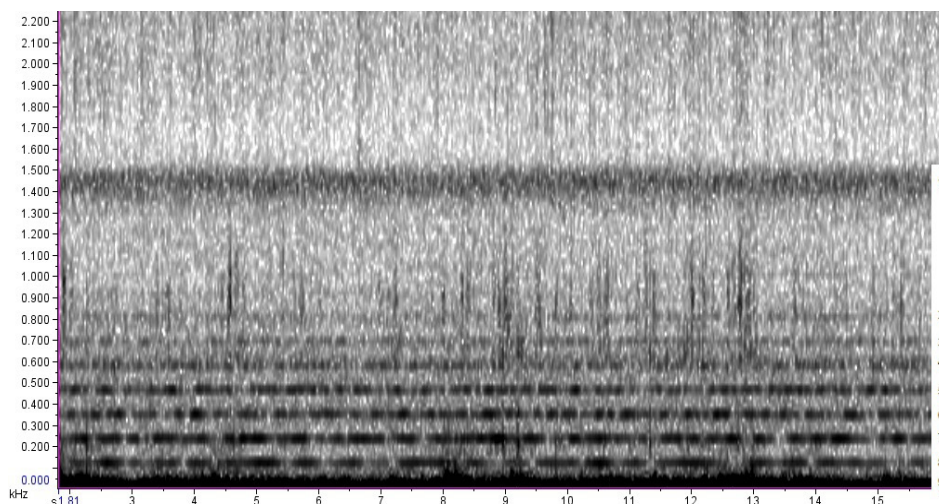


Figura 8.5. Espectrograma do ruído de origem antrópica, emitido diariamente no CSS entre as 17 horas e 30 minutos até às 5 horas do dia posterior. Ruído emitido de maneira contínua em baixa frequência (som grave), entre 5 a 1523 Hz em intensidade média de 52 dB. O eixo X representa a duração (segundos) e o eixo Y, a frequência (kHz) do arquivo de áudio. *Fonte:* Laboratório de Biologia da Conservação de Mamíferos Aquáticos – LABCMA/IOUSP. *Foto:* Diogo D. Barcellos.

8.4.2 Extração de variáveis acústicas das emissões sonoras de cetáceos

No caso das emissões sonoras emitidas pelos cetáceos identificadas manualmente no espectrograma, foram extraídas e avaliadas quanto às suas características gerais (e.g. para odontocetos, classificação de cliques de ecolocalização ou assobios; quando mysticetos, classificação como composição de notas (simples que se repetem ou compostas) e específicas (e.g. descrição de variações de frequência, intensidade e duração da emissão sonora). No total, foram extraídas doze variáveis assinaturas acústicas de cetáceos, seguindo o protocolo proposto por Oswald *et al.* (2003).

8.4.3 Identificação das espécies

Para classificar as espécies, baseado nos dados de emissões sonoras, as variáveis acústicas extraídas para cada evento de detecção foram aplicadas na análise de função multivariada discriminante (DFA) com outros valores extraídos da emissão sonora de espécies de cetáceos que já foram identificados previamente (Oswald *et al.* 2003).

8.4.4 Análise exploratória

Após a identificação das espécies de cetáceos por meio de sua emissão sonora, avalia-se a riqueza de espécies, frequência de ocorrência ao mês/ano, podendo efetuar representação em gráficos de sazonalidade.

8.5 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

A metodologia descrita é adequada e complementa a metodologia empregada anteriormente para o monitoramento de cetáceos no CSS. Com a utilização desta ferramenta tecnológica (gravadores autônomos), tornou-se possível monitorar cetáceos por meio de via acústica em períodos com ou sem luz natural e em condições climáticas e oceanográficas que antes limitavam a detecção das espécies-alvo.

Para ocorrer a detecção de cetáceos a partir dos sons que emitem, é preciso efetuar um levantamento das espécies que possuem potencialidade em efetuar uso das águas da região a ser estudada (para a costa do Estado de São Paulo, ver Santos *et al.* 2010). Além disto, é preciso agregar conhecimento quanto às frequências sonoras (por exemplo: inicial, final, mínima, máxima, central, largura de banda, pontos de inflexão e presença ou ausência de harmônicos) utilizadas pelas espécies levantadas, para que a programação em taxa de frequência das gravações do equipamento de MAP utilizado atenda aos requisitos necessários para que ocorra a detecção. Além disto, por se tratar de um equipamento de monitoramento que depende de recursos tecnológicos, sua aquisição, implantação e manutenção (considerando a compra do hidrofone, do gravador, HDs físicos para armazenamento de arquivos e computadores para análise dos dados) são de custos consideráveis. Convém destacar que efetuar saídas a campo para validação da biblioteca de sons com gravação de emissões sonoras concomitantes à identificação visual das espécies estudadas é uma etapa crucial para a futura identificação das espécies investigadas.

Agradecimentos

Ao Instituto Chico Mendes (ICMBio) pelo uso da embarcação utilizada na gravação de sons dos cetáceos.

8.6 REFERÊNCIAS

- CASTRO FILHO, B.M. 1990. Wind driven currents in the Channel of São Sebastião: winter, 1979. Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo, São Paulo/SP, 38(2): 111-132.
- MAZZONI, D.; DANNENBERG, R. 2006. Audacity free software, version 2.0.5. [Computer software]. Disponível em <http://audacity.sourceforge.net>. Acessado em julho de 2016.
- MELLINGER, D.K.; STAFFORD, K.M.; MOORE, S.E.; DZIAK, R.P.; MATSUMOTO, H. 2007. An overview of fixed passive acoustic observation methods for cetaceans. *Oceanography*, 20(4): 36-45.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO FILHO, B.M. 1995. Variabilidade da circulação e do transporte de volume no Canal de São Sebastião (SP): outono de 1980. Publicações especiais do Instituto Oceanográfico de São Paulo, São Paulo/SP, 11: 1-9.
- NOWACEK, D.P.; THORNE, L.H.; JOHNSTON, D.W.; TYACK, P.L. 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37: 81-115.
- OSWALD, J.N.; BARLOW, J.; NORRIS, T.F. 2003. Acoustic identification of nine delphinid species in the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Marine Mammal Science*, 19(1): 20-37.
- ROUNTREE, R.A.; GILMORE, R.G.; GOUDEY, C.A.; HAWKINS, A.D.; LUCZKOVICH, J.J.; MANN, D.A. 2006. Listening to fish: applications of passive acoustics to fisheries science. *Fisheries*, 31(9): 433-446.
- SANTOS, M.C. de O.; SICILIANO, S.; VICENTE, A.F.C.; ALVARENGA, F.S.; ZAMPIROLI, E.; SOUZA, S.P., MARANHO, A. 2010. Cetacean records along São Paulo state coast, Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58: 123-142.
- SIMMONDS, M.P.; LOPEZ-JURADO, L.F. 1991. Whales and the military. *Nature*, 351: 448-448.
- SOUSA-LIMA, R.S.; NORRIS, T.; OSWALD, J.; FERNANDES, D.P. 2013. A review and inventory of fixed autonomous recorders for passive acoustic monitoring of marine mammals. *Aquatic Mammals*, 39: 23-53.
- ZIMMER, W.M.X. 2011. *Passive acoustic monitoring of cetaceans*. Cambridge University Press. 356 p.

ZIMMER, W.M.X. 2013. Range estimation of cetaceans with compact volumetric arrays. CMRE Reprint Series, 134(3): 2610-2618.

9 – SISTEMA BENTÔNICO: SUBSTRATO NÃO CONSOLIDADO

A. Cecília Z. Amaral, Guilherme N. Corte, Helio H. Checon, Camila F. Silva, Beatriz P. Cunha, Angélica S. Godoy, Danilo C. Vieira, Ana Carolina Vilas-Boas, Maikon Di Domenico, Fabiane Gallucci, Gustavo Fonseca, Eduinetty Ceci P. M. Sousa, Cristiano S. Almeida, Marcia R. Gasparro, Letícia P. Zaroni, Marília G. M. Catharino, Cláudio Lins, Ana Júlia F. C. de Oliveira, Bruna Del Busso Zampieri, Aline B. Pinto, Sonia A. Doi, Vanessa C. Andrade

9.1 INTRODUÇÃO

Embora fundos arenosos pareçam não ter grande variação, ecossistemas bentônicos de substrato não consolidado apresentam alta heterogeneidade ambiental. Essa diversidade é determinada pelas condições hidrodinâmicas locais, as quais estabelecem o tipo de sedimento e a quantidade de matéria orgânica de cada área. Uma vez que organismos bentônicos são bastante influenciados pelas características abióticas locais, a heterogeneidade ambiental faz com que eles também se distribuam em manchas. Assim, no substrato não consolidado costeiro são identificadas áreas com densas agregações de organismos intercaladas com áreas de baixa abundância ou desabitadas (Schlacher *et al.* 2008).

A área de substrato não consolidado da Baía do Araçá, representada por praias, uma extensa planície e um sublitoral raso, compõe uma paisagem que interage diretamente com as áreas adjacentes ao Canal de São Sebastião. A heterogeneidade na distribuição dos organismos e o fato de que grande parte da fauna bentônica vive enterrada no sedimento (isto é, não está visível) provocam desafios para a amostragem nesses habitats, em especial para estudos de biodiversidade. Estimar a biodiversidade foi exatamente um dos principais objetivos do projeto *Biota-Araçá*. Complementarmente, também se buscou compreender como essa fauna é influenciada pelas características ambientais e os impactos antrópicos que afetam a área. Para alcançar esses objetivos, diferentes ambientes bentônicos foram amostrados na Baía do Araçá, como entremarés, sublitoral e manguezal.

9.2 PLANEJAMENTO

O planejamento do desenho amostral no substrato não consolidado foi desenvolvido com o objetivo de obter amostras para análises de todos os parâmetros abióticos e biológicos em cada ponto de coleta. Durante o I *Workshop Biota-Araçá* (I WS), que teve como finalidade discutir e efetivar os planos de coletas, foi promovido um nivelamento e adequação de todo planejamento de amostragem dos organismos de fundo não consolidado para garantir a integração com outros módulos, principalmente hidrodinâmica, geologia e modelagem trófica. Esse planejamento teve como foco alguns pré-requisitos fundamentais: 1. avaliar quais variáveis ambientais deveriam ser analisadas; 2. reconhecer as fontes de contaminantes (poluidoras); 3. ponderar quais análises forneceria melhores indicações das perturbações sobre os aspectos ecológicos e socioeconômicos do meio ambiente.

Foram amostrados diversos componentes da biota, como macrofauna, meiofauna, microfítobentos

e micro-organismos. No caso das variáveis abióticas, a temperatura e a salinidade foram medidas durante as coletas e amostras foram colhidas para avaliação da granulometria, dos metais e contaminantes orgânicos. Para as coletas, optou-se pelo desenho amostral de *grid* irregular na região entremarés (EM), sublitoral interno (SI) da baía e sublitoral externo (SE) do Canal de São Sebastião (Figura 9.1). Para tanto, 37 estações de coletas (17 no entremarés e 20 no sublitoral) foram distribuídas na área de estudo, com a finalidade de amostrar os diferentes tipos de ambientes que compõem a baía. Cada ponto de coleta (estação) foi georreferenciado com um GPS portátil (Garmin, 48). Foram ainda estabelecidos sete transectos no sublitoral externo para arrastos com draga que, apesar da natureza qualitativa, amostra com mais eficiência a fauna de maior porte. A figura 9.1 apresenta o mapeamento amostral das estações de coleta e a figura 9.2, um esquema do delineamento amostral das coletas, realizadas no entremarés e no sublitoral. Quatro campanhas foram realizadas seguindo o planejamento amostral: outubro de 2012, fevereiro, junho e setembro de 2013, em períodos de maré baixa de sizígia. Um resumo desse planejamento amostral é apresentado no anexo 9.1. As amostragens no sublitoral externo se estenderam por mais um ano. Quatro períodos adicionais de coleta foram realizados em março, junho, julho e dezembro de 2014, somente em estações selecionadas de acordo com o menor grau de similaridade. Essas coletas adicionais foram realizadas com o objetivo de melhor caracterizar a biodiversidade do sublitoral, dada a maior riqueza de espécies encontrada em relação ao entremarés. As coletas no manguezal foram realizadas em três núcleos principais (Figura 9.1), em quatro períodos: março e julho de 2014 e de 2015, em 24 estações de coleta.

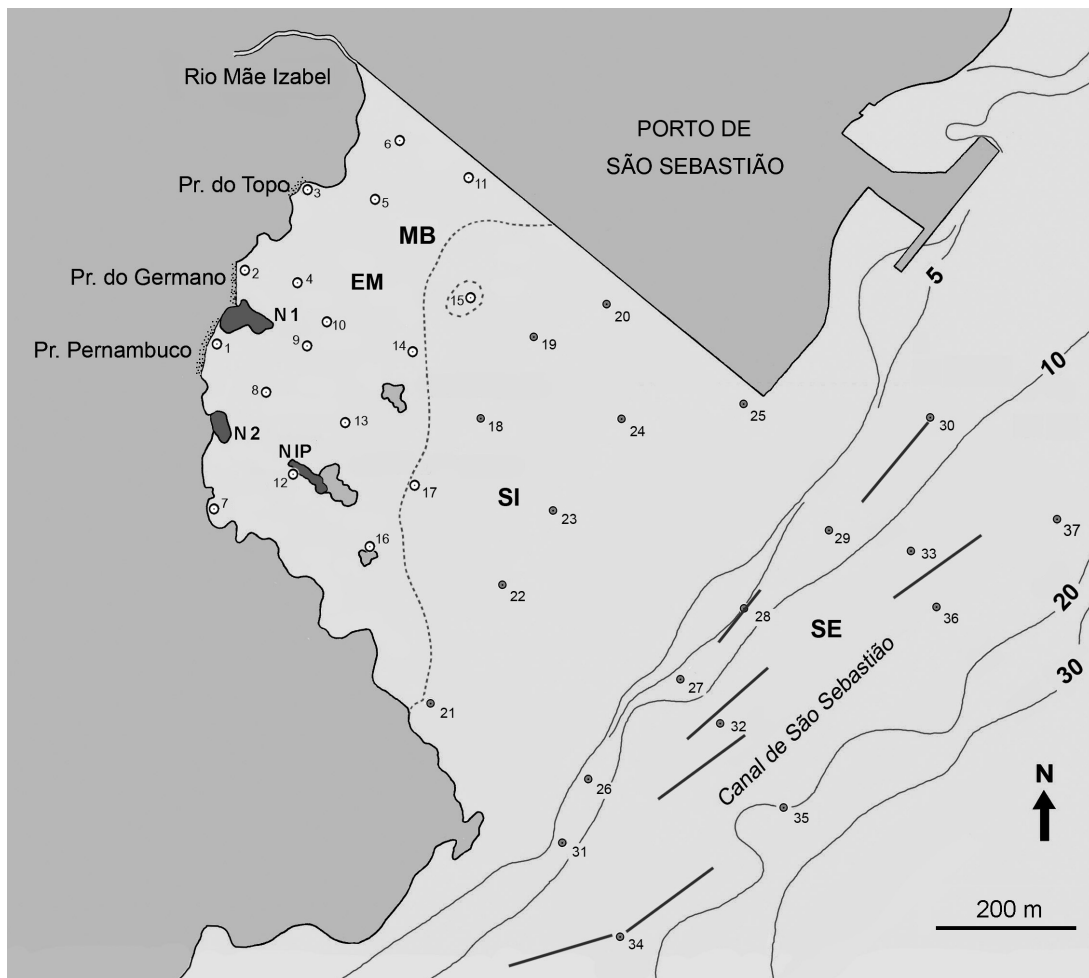


Figura 9.1. Baía do Araçá e Canal de São Sebastião. Estações de coleta nos diferentes ambientes de fundo não consolidado: Entremarés (EM), Sublitoral Interno (SI) e Sublitoral Externo (SE) e arrastos (barras). Núcleos de manguezal (N1, N2 e NIP); Linha de maré baixa (MB). *Esquema:* Tatiana Steiner.

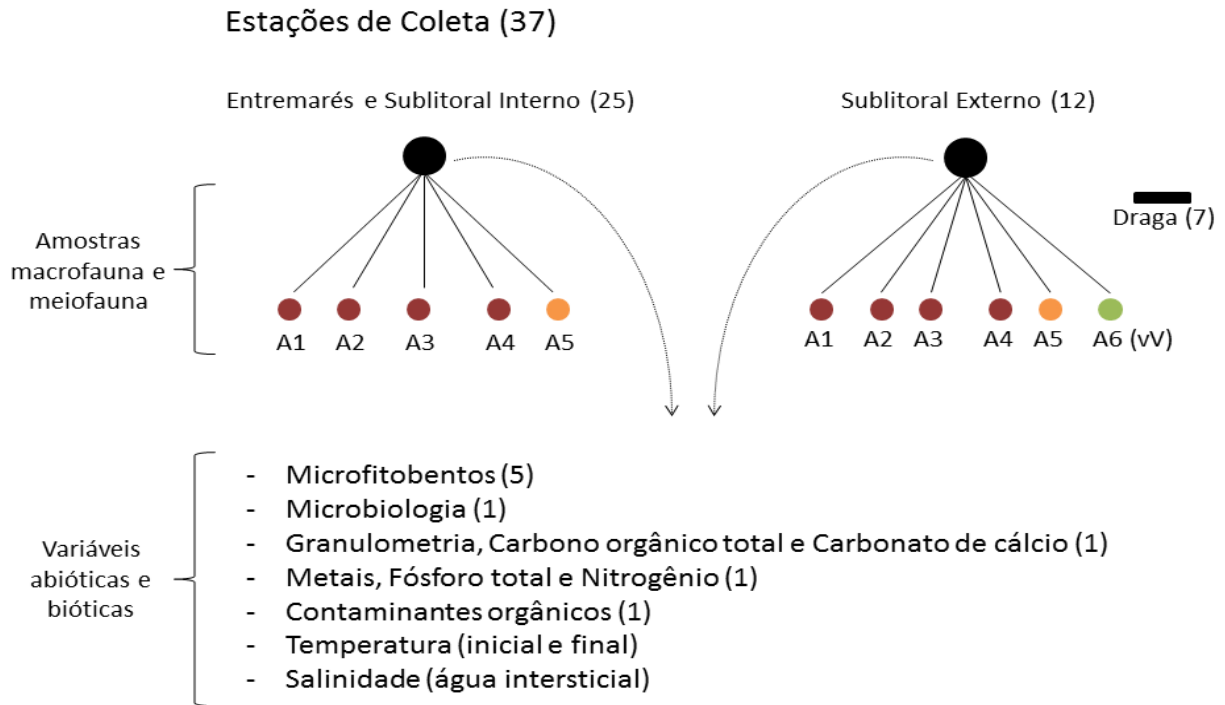


Figura 9.2. Esquema do delineamento amostral das coletas realizadas em cada estação (●), de onde foram retiradas quatro réplicas (A1 a A4) para análise da macrofauna, uma amostra para meiofauna (A5) e outras amostras de sedimento específicas para as demais análises. Os números entre parênteses representam a quantidade de amostras obtidas para as variáveis por estação. No SE, em cada estação de coleta foi também obtida uma amostra (A6) com o pegador do tipo van Veen (vV), e foram realizados arrastos com auxílio de draga em diferentes profundidades. *Esquema:* Beatriz P. Cunha

Além da proposta geral do conhecimento da biodiversidade, os desenhos amostrais foram delineados com o intuito de analisar diferentes aspectos da relação da fauna com o ambiente, como:

- A estrutura da fauna nos principais habitats bentônicos da Baía do Araçá;
- A contribuição relativa do componente espacial (processos neutros) e componente ambiente (processos de nicho) sobre a estruturação da macrofauna bentônica;
- A concordância nos padrões de riqueza e abundância da macrofauna e meiofauna;
- A avaliação da qualidade bentônica por meio do cálculo de índice bentônico e a relação dos contaminantes orgânicos e inorgânicos com o índice;
- A influência de processos estocásticos temporais (tempestade) sobre a comunidade de macrofauna;
- O efeito do manguezal sobre a abundância e riqueza da macrofauna.

9.3 MACROFAUNA

As comunidades macrobentônicas de fundo não consolidado são compostas por uma variedade de grupos taxonômicos, maiores que 0,5 mm (Holme & McIntyre 1984). Este limite mínimo é variável, e alguns autores consideram 1 mm mais apropriado (Cognetti *et al.* 2000), enquanto outros sugerem um tamanho de 0,3 mm (Gambi & Dappiano 2004). Uma vez que o projeto *Biota-Araçá* teve como objetivo uma avaliação profunda da biodiversidade local, foi estabelecido como macrofauna os organismos com tamanho superior a 0,3 mm para garantir a coleta de diferentes estágios do ciclo de vida, principalmente os juvenis (Danovaro 2010). Poliquetas, crustáceos e moluscos são os grupos usualmente mais comuns, e a dominância e abundância relativa desses grupos variam com as características do ambiente, principalmente profundidade, sedimento, e hidrodinâmica (Amaral *et al.* 2003, McLachlan & Brown 2006).

Diferentes tipos de amostradores foram utilizados para a coleta da macrofauna, dependendo da profundidade e objetivo. Dada a diversidade de grupos taxonômicos e suas características (e.g. tamanho, mobilidade), o uso de distintos amostradores permitiu uma amostragem mais abrangente quanto à biodiversidade da área, tanto quantitativa como qualitativamente.

Inicialmente foram efetuadas coletas prévias, visando definir o desenho amostral *versus* esforço de coleta, considerando características específicas do sistema bentônico da baía. A obtenção das amostras e a triagem do sedimento coletado, que consiste na retirada dos animais das peneiras com malhas de diferentes dimensões, exigem um grande esforço em campo e laboratório. Após esse processo de avaliação, deu-se início às coletas regulares.

9.3.1 Campo

Entremarés

Para o ambiente entremarés, planície de maré, as amostras da macrofauna foram obtidas com um cilindro (de metal e/ou PVC) de 10 cm de diâmetro e 20 cm de altura (Figura 9.3A). A área de base desse amostrador foi estabelecida para que houvesse uma padronização da amostragem na baía e canal, uma vez que o *multicorer*, equipamento utilizado no SE, suporta somente cilindros de 10 cm de diâmetro. Quatro réplicas foram retiradas em cada uma das 17 estações do EM (1-17) e acondicionadas em sacos plásticos para transporte (Figuras 9.1, 9.2).

Em cada estação foram também coletadas amostras adicionais de sedimento para análises das variáveis ambientais que foram realizadas por diferentes módulos do projeto *Biota-Araçá*. As amostras para análise do sedimento e contaminantes orgânicos (hidrocarbonetos) e inorgânicos (metais) foram coletadas e acondicionadas, conforme descrito nos capítulos 2 e 3 desse livro, e encaminhadas para os laboratórios especializados. Foram também coletadas amostras para análise do microfítobentos e micro-organismos, conforme descrito a seguir nesse capítulo.

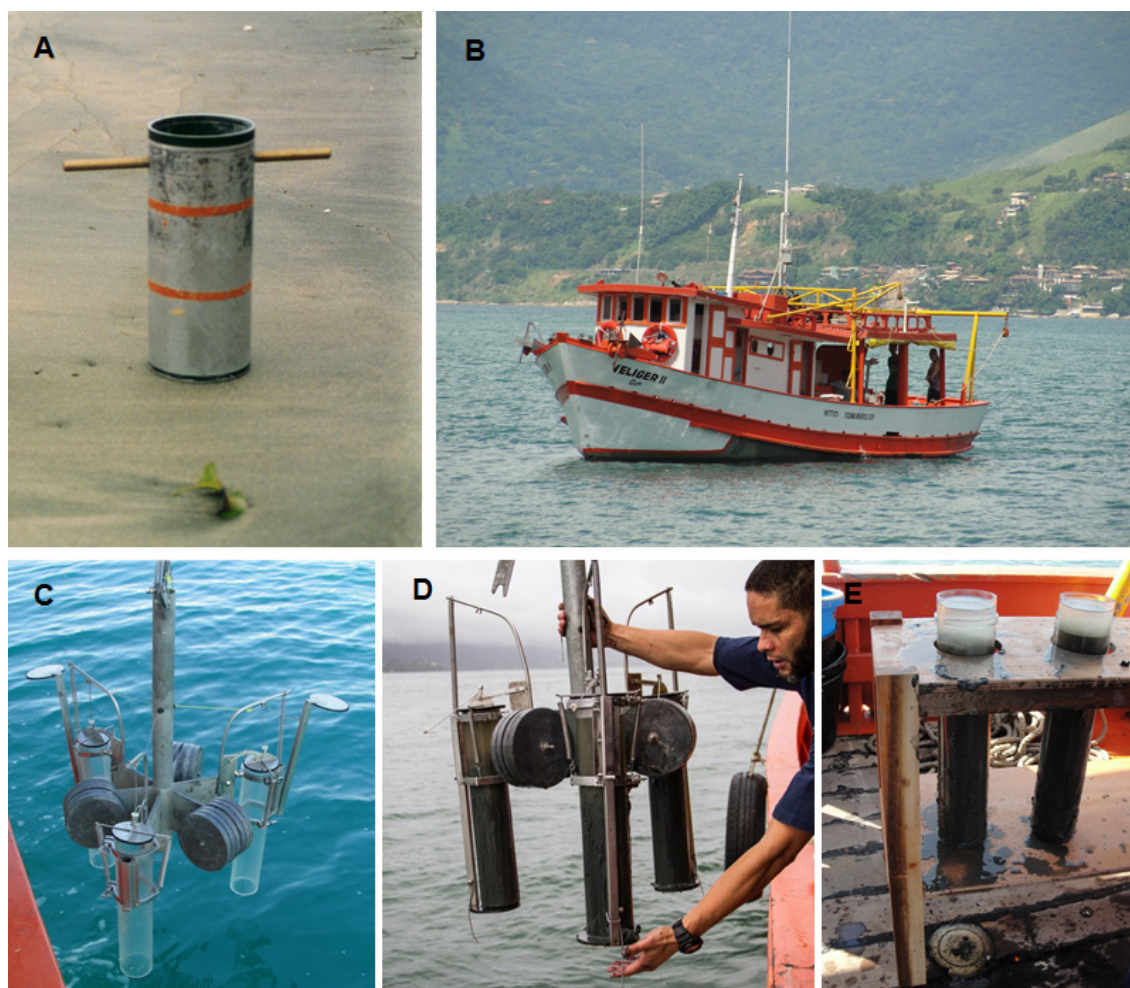


Figura 9.3 (A) Amostrador de coleta utilizado na região entremarés e sublitoral interno, cilindro de 10 cm de diâmetro; (B) Barco oceanográfico Véliger II (IO/USP), utilizado nas coletas do sublitoral externo; (C) Multicorer – lance inicial; (D) Multicorer – após coleta da amostra, com sedimento; (E) Mesa suporte para os cilindros do multicorer. Fotos: Cecilia Amaral e Gabriel Monteiro.

Sublitoral

A amostragem na parte mais rasa, SI, com profundidades entre 0,30 e 3 m (Estações 18-25) foi realizada com auxílio de uma lancha do Centro de Biologia Marinha da Universidade de São Paulo – CE-BIMar/USP, e as amostras coletadas manualmente com mergulho, em procedimento similar ao efetuado no entremarés. (Figura 9.3A).

No SE, estações mais profundas, entre 5 e 25 m de profundidade (26-37), as coletas foram realizadas com auxílio do barco Véliger II (Figura 9.3B) do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – IO/USP. Em cada estação foram obtidas quatro amostras quantitativas para macrofauna com amostrador do tipo *multicorer*, que suporta três cilindros de 10 cm de diâmetro por lance (Figura 9.3C, D). Para coleta das demais amostras (meiofauna, microfítobentos, microbiologia e variáveis abióticas) foram efetuados mais quatro lances por estação. Com o objetivo de facilitar a manipulação do sedimento do cilindro é recomendado o uso de uma mesa suporte de apoio (Figura 9.3E).

Nos mesmos pontos de coleta foi obtida uma amostra semi-quantitativa com o pegador do tipo van Veen (0,084 m²) (Figura 9.4A, B). Já nos transectos de I-VII, foram realizadas amostragens com draga

retangular com 80 cm de comprimento e 23 cm de largura, com saco de malha de 2 cm (Figura 9.4 C, D).

No segundo ano de amostragem no sublitoral, o número de estações foi reduzido para 11 (quatro no SI e sete no SE), de forma a otimizar o esforço amostral, eliminando as estações com baixa abundância e riqueza de indivíduos. Os arrastos com draga foram excluídos nesse período, devido à estabilização da diversidade amostrada.



Figura 9.4. (A) Pegador de fundo do tipo van Veen – lance inicial; (B) Pegador de fundo do tipo van Veen – após coleta da amostra, com sedimento; (C) Draga retangular com sedimento. (D) Rede da draga após lavagem. *Fotos:* Gabriel Monteiro.

Em cada estação, foi também realizada a coleta da água de fundo com uma garrafa de Niskin para medida da temperatura *in situ* e da salinidade. Nas estações mais rasas, a temperatura de superfície foi medida com termômetro comum de laboratório e foi coletada e armazenada água em frasco para posterior análise da salinidade com o uso de refratômetro ótico. Em algumas estações mais profundas do sublitoral, as medidas também foram obtidas com um CTD YSI *CastAway*®. Amostras foram coletadas também para análise das variáveis ambientais, de forma similar ao ambiente entremarés.

Manguezal

A amostragem no manguezal foi realizada nos três núcleos de maiores dimensões, entre os seis existentes na baía. Dois deles estão situados na parte superior da baía, Núcleo 1 (N1) e Núcleo 2 (N2), enquanto o outro está na parte inferior da planície junto à Ilha Pernambuco (NIP) (Figura 9.1). As características desses núcleos encontram-se descritas no Capítulo 11.

Em cada núcleo, três transectos, separados entre si por uma distância de 5 metros, foram traçados

perpendicularmente ao núcleo de manguezal. Cada transecto teve início na área de raízes das árvores do mangue e terminou em uma pequena extensão da planície de maré. O posicionamento do primeiro transecto foi definido aleatoriamente. Em cada transecto, oito estações de coleta foram distribuídas com distância de 1 metro entre elas (Figura 9.5).

Duas estratégias foram utilizadas para a retirada das amostras da macrofauna em cada estação de coleta do manguezal. Primeiro, para a avaliação da epifauna, uma vistoria de 2 minutos era realizada por duas pessoas em um quadrante de 0,25 m² (50 cm x 50 cm). Todos os indivíduos observados na superfície do substrato eram manualmente coletados. Em seguida, uma amostra de sedimento era retirada com o amostrador cilíndrico de 10 cm de diâmetro e 20 cm de altura, o mesmo utilizado no EM e no SI, para a análise da infauna. As raízes presentes em cada amostra foram também separadas e devidamente conservadas em baixa temperatura para posterior análise da biomassa vegetal. Assim como nas estações do entremarés e sublitoral, foram tomadas amostras para os parâmetros abióticos e bióticos. Para análise das variáveis ambientais foi empregada metodologia idêntica à utilizada na região entremarés.

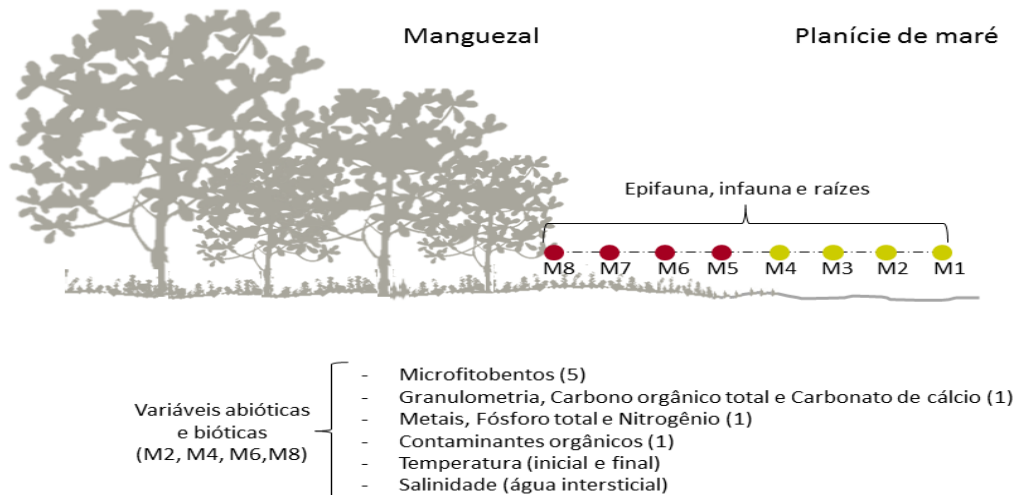


Figura 9.5. Perfil de um transecto e a posição das estações de coleta de maneira a obter amostras da planície de maré (M1 a M4) até a borda do núcleo de manguezal (M5 a M8). Os números entre parênteses representam a quantidade de amostras obtidas das variáveis por estação. *Esquema:* Beatriz P. Cunha.

9.3.2 Atividades em laboratório

Os procedimentos de laboratório foram idênticos para as coletas no entremarés, sublitoral e manguezal. No laboratório do CEBIMar/USP, cada amostra foi acondicionada em balde com uma quantidade de água do mar de 3 a 4 vezes maior que seu volume. Cada amostra, devidamente identificada, foi lavada com água do mar em peneiras de malha de 1,0 e 0,3 mm (Figura 9.6) e os organismos retidos foram transferidos para frascos contendo água do mar e etiquetados. No caso do sedimento ser do tipo lamoso ou areno-lamoso estes foram dissolvidos com jato de água de baixa pressão, pois não podem ser desfeitos com as mãos para evitar que os organismos sejam danificados.

É importante considerar a necessidade de uma tela ou um sistema de filtro na saída da caixa de

armazenagem da água do mar que será utilizada no processo de peneiramento, para evitar eventual ocorrência de organismos que se desenvolvem no local de armazenamento e/ou tubulação.



Figura 9.6. (A) Conjunto de peneiras de malha de 1 mm e 0.3 mm sobrepostas; (B) Exemplar sendo recolhido da malha; (C) Sistema de lavagem em série; (D) Exemplares já retirados da malha (em microscópio estereoscópico). *Fotos:* Cecilia Amaral e Gabriel Monteiro.

Posteriormente, os exemplares coletados foram limpos e submetidos ao método de relaxamento em uma solução de cloreto de magnésio isotônica a 7%. O tempo de permanência no anestésico variou entre 5 a 30 minutos dependendo, principalmente, do tamanho do animal. Quando possível, é extremamente importante para a identificação em nível específico a observação dos animais ainda vivos, para definição do padrão de coloração e a existência de determinadas estruturas que não são visíveis depois de fixados. Após essa fase, os organismos foram separados em níveis de grandes grupos taxonômicos (filo ou classe) e fixados em etanol 70% ou absoluto, dependendo do tipo de análise a que os organismos seriam submetidos. Esses organismos foram separados em frascos e identificados com uma etiqueta interna. Por precaução, é recomendado também o uso de uma marcação externa. Na identificação deve conter o nome do projeto (sigla), os dados de campo, denominação do grupo taxonômico, número da estação de coleta e da réplica, tipo do amostrador utilizado e a data da coleta.

Os exemplares coletados foram identificados até o menor nível taxonômico possível. A identificação foi realizada por taxonomistas da própria equipe do Módulo 3 – Sistema Bentônico e pesquisadores vinculados ao projeto. Foram utilizadas diversas ferramentas, como microscopia óptica, microscopia eletrônica de varredura e análises moleculares. Indivíduos que precisaram ser submetidos à análise molecular para auxiliar sua identificação foram fixados em etanol 92%. Para este propósito, foram amplificados e sequenciados os genes mitocondriais citocromo oxidase subunidade 1 (COI) (Folmer *et al.* 1994, Meyer 2003) e 16S (Palumbi *et al.* 1991). Os resultados obtidos foram comparados com as sequências já depositadas no *GenBank do National Center for Biotechnology Information* (NCBI) (<http://www.ncbi.nih.gov>) para confirmação da identificação de algumas espécies e construção de filogenias.

Todos os exemplares coletados, identificados e devidamente armazenados foram depositados junto à coleção científica do Museu de Zoologia do Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas (ZUEC), e encontram-se disponíveis no sistema *Species Link* (<http://splink.cria.org.br/>) e no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP).

Biomassa

Vinte e uma espécies dentre as mais abundantes e frequentes da macrofauna da baía foram selecionadas para análise da biomassa, produção secundária e taxa de renovação. Os animais foram secos em estufa a 80°C durante 24 horas e posteriormente pesados para a obtenção dos pesos secos (PS). Posteriormente, para que as cinzas restantes do peso seco (CRPS) fossem obtidas, foi realizada a queima a 550°C, em forno mufla, durante 5 horas. A partir da subtração do peso das cinzas (CRPS) e do peso seco (PS) foi obtido o peso livre de cinzas (PSLC), o qual foi utilizado para obter as estimativas de biomassa e produção secundária (Urban & Campos 1994). Essas foram obtidas com base em relações empíricas entre a produção secundária, biomassa por metro quadrado e o PSLC médio das espécies (Brey 1990):

Model	a	b ₁	b ₂	n	R ²
Crustacea	-0.614	1.022	-0.360	65	0.913
Mollusca	-0.591	1.030	-0.283	182	0.869
Polychaeta	-0.018	1.022	-0.116	72	0.861

$$\text{Log}_{10} P = a + (b_1 \log_{10} B) - (b_2 \log_{10} w)$$

Onde P é a produção em gramas por metro quadrado de peso seco livre de cinzas (PSLC), B é a biomassa média (PSLC) por metro quadrado e w é o peso individual de cada espécie.

A biomassa de raízes retirada das amostras biológicas coletadas para análise da macrofauna foi seca em estufa a 80°C durante 4 horas, e os valores pesados expressos em g/0,0015 m³.

9.3.2 Banco de dados

O processamento dos dados foi feito de forma unificada para os diferentes ambientes bentônicos amostrados na baía. Os dados obtidos com a identificação das espécies da macrofauna foram organizados em planilhas em Excel. Para as espécies identificadas, foi gerada uma planilha dinâmica, em que foram incluídos os dados correspondentes a cada amostra; como a data de coleta, número e posicionamento da estação, nome da espécie ou morfotipo e número de indivíduos por amostra. Planilhas com dados das variáveis ambientais (temperatura, salinidade, profundidade e outras variáveis) também foram construídas.

9.3.3 Análise dos dados

Entremarés e sublitoral

Dada a necessidade de avaliar os resultados do compartimento bentônico de forma mais integrada, as análises de dados do ambiente entremarés e sublitoral foram conduzidas conjuntamente. Dessa forma, foi possível analisar os efeitos do gradiente ambiental, em especial as variações relacionadas ao incremento gradual de profundidade.

Os resultados relacionados à taxonomia foram submetidos a análises comparativas morfológicas utilizando bibliografia específica e material-tipo de diferentes espécies. Além dessa avaliação, foram desenvolvidas análises filogenéticas de alguns grupos de espécies como, por exemplo, do gênero *Capitella*, um dos

mais abundantes na Baía do Araçá.

As quatro amostras de macrofauna coletadas em cada estação de coleta foram somadas para obter os valores de riqueza de espécies e abundância de indivíduos por local. Os fatores bióticos riqueza de espécies (S), abundância (A), índice de diversidade de Shannon–Wiener (H) e índice de equabilidade Pielou (J) foram considerados para as análises da macrofauna e calculados para cada estação de coleta.

A influência das variáveis ambientais e espaciais na distribuição da macrofauna foi avaliada por meio de uma análise de redundância parcial (db RDA; Peres-Neto & Legendre 2010). Variáveis espaciais foram geradas por meio de coordenadas principais de matrizes vizinhas (*principal coordinates of neighbor matrices*, PCNM; Borcard & Legendre 2002). Os dados de macrofauna foram transformados usando a transformação de Hellinger (Peres-Neto & Legendre 2010). O método de seleção *forward* (Blanchet *et al.* 2008), com 10.000 permutações, foi utilizado com o objetivo de reter somente as variáveis ambientais e espaciais que mais influenciam a macrofauna. A variância total das assembleias macrofaunais foi dividida em quatro frações baseadas em frações ajustadas da variância (adj.R²): variância explicada somente por variáveis ambientais [a], variância explicada por variáveis ambientais e espaciais [b], variância explicada exclusivamente por variáveis espaciais [c] e variância não-explicada [d]. A influência do ambiente na abundância e riqueza das assembleias macrofaunais da baía também foi avaliada por meio de modelos lineares (GLM) e aditivos (GAM).

Os dados da macrofauna foram utilizados para verificar a qualidade ambiental da área, por meio do cálculo do índice bentônico AMBI (AZTI Marine Benthic Index) (Borja *et al.* 2000). Esse índice é baseado na classificação das espécies em grupos ecológicos, que variam de acordo com a sensibilidade ao enriquecimento orgânico (do Grupo I – Sensível ao Grupo V – Oportunistas de primeira-ordem). A base de dados para classificação é fornecida pelo *software* que faz o cálculo do índice (www.azti.es). O valor do índice pode então ser usado para classificar a qualidade de cada estação de coleta, variando de 0 (não poluído) a 7 (extremamente poluído – azóico). A relação do AMBI com as variáveis ambientais foi testada para verificar se os contaminantes se relacionam positivamente com o índice, o que seria esperado. Para isso, foi utilizada a regressão parcial dos quadrados mínimos (*Partial Least Square Regression* – PLSR). Esse procedimento é similar à regressão múltipla convencional, mas é mais recomendado em caso de alta colinearidade entre as variáveis independentes, pois gera novas variáveis (componentes) por meio da combinação linear das variáveis preditoras (Abdi 2003).

A concordância entre diferentes táxons tem sido sugerida como um método eficiente em projetos de conservação e manejo. Frequentemente, quando dois grupos são concordantes, isto é, possuem padrões de ordenação semelhantes, essa informação é um indicativo de que um grupo pode ser usado como substituto para o outro. Na Baía do Araçá, a concordância entre macro e meiofauna foi avaliada por meio da abordagem Procrustes (análise Procrustes + Protest) (Gower 1971, Jackson & Harvey 1993, Peres-Neto & Jackson 2001) e Modelos Aditivos Generalizados (GAMs).

O impacto que as tempestades exercem na macrofauna da baía foi estudado. Especificamente, foi avaliado se tempestades afetam a riqueza de espécies, abundância de indivíduos, biomassa e a diversidade beta da macrofauna. Modelos lineares foram utilizados para investigar os efeitos de tempestades sobre a riqueza, abundância e biomassa da fauna, enquanto mudanças na diversidade beta foram avaliadas com testes de dispersão multivariados (Anderson 2006).

Manguezal

No manguezal, foi testada a influência da vegetação na densidade e riqueza de poliquetas infaunais. Para essa análise, foram consideradas duas zonas, parte interna e externa do manguezal, ambas representadas por três amostras nos limites opostos do transecto. Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram utilizados para avaliar essa relação, controlando a influência do fator fragmento e do fator transecto (aninhado em

fragmentos). As distribuições utilizadas foram *quasipoisson* para os dados de densidade (devido à sobredispersão dos dados) e *poisson* para os dados de riqueza. Testes *a posteriori* de Tukey foram realizados para investigar diferenças entre fragmentos, no caso de interação positiva entre o fator zona do manguezal (dentro e fora) e fragmento. Modelos similares foram utilizados para investigar a relação da densidade e riqueza com a biomassa de raízes. Diferenças nas densidades de cada espécie entre as zonas de manguezal foram investigadas por meio da função *manyglm* (Wang *et al.* 2012) no *software* estatístico R. Essa função realiza múltiplos modelos lineares, com a distribuição binomial negativa, para cada espécie, e compara os valores estatísticos de cada modelo para avaliar quais espécies são responsáveis pelas diferenças encontradas entre as zonas (Warton *et al.* 2012).

9.4 MEIOFAUNA

Existe uma diversidade de métodos para a amostragem da meiofauna, cada um adequando-se ao táxon de interesse e ao objetivo da pesquisa. A princípio, a amostragem quantitativa desses organismos pode ser realizada por métodos similares à coleta da macrofauna. Entretanto, devido ao tamanho reduzido e às altas densidades populacionais, volumes menores de sedimento são mais adequados para coletar, preservar e examinar a meiofauna (Sommerfield & Warwick 2013). Na região do entremarés e sublitoral raso, o sedimento é geralmente amostrado com auxílio de pequenos tubos (*corers*) de 2-4 cm de diâmetro (Sommerfield *et al.* 2005). Já em ambientes mais profundos, a amostragem pode ser realizada por mergulho ou por auxílio de dispositivos especializados, como *box corers* e *multicorers* (Sommerfield & Warwick 2013). Estes últimos geralmente coletam uma grande quantidade de sedimento, e a subamostragem utilizando *corers* menores (2-4 cm ϕ) pode ser necessária.

9.4.1 Campo

A amostragem da meiofauna seguiu o mesmo delineamento amostral utilizado para macrofauna, diferindo apenas no tamanho do amostrador (3 cm de diâmetro e 5 cm de altura) (Figura 9.7) e no número de réplicas ($n = 1$). Este mesmo amostrador também foi utilizado para a subamostragem do sedimento coletado com o *multicorer* (estações 26-37). Durante todo processo de amostragem, foram consideradas adequadas as amostras que: 1. preservaram o sedimento superficial, sem evidência de lavagem ou perturbação e 2. que apresentaram uma distribuição homogênea do sedimento no interior do amostrador. Todas as amostras foram imediatamente fixadas em formalina 4%.

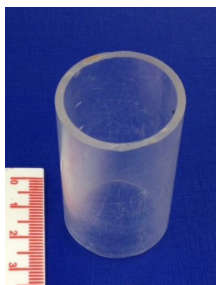


Figura 9.7. Amostrador de coleta utilizado, cilindro de 3 cm de diâmetro.

Para ampliar o conhecimento da biodiversidade meiofaunal na área, foram realizadas amostras qualitativas complementares em oito pontos de coletas divididos em “Baía do Araçá” e “Adjacentes”, que representaram um amplo gradiente granulométrico e de habitats intersticiais. Esta abordagem foi realizada com a finalidade de encontrar grupos meiofaunais específicos que geralmente não são encontrados em grande abundância nas amostras quantitativas. Na Baía do Araçá foram amostrados quatro pontos: Araçá I (cascalho, areia muito fina e lama, 23°48'53,43”S; 45°24'27,37”O), Araçá II (areia muito fina e lama, 2-6 m de profundidade, 23°49'5,86”S; 45°24'12,92”O), Araçá III (cascalho e areia muito grossa, 23°49'0,95”S;

45°24'25,39"O e 23°49'1,91"S; 45°24'23,23"O), Araçá IV (macroalgas de costão e associadas aos pneumatóforos de mangue, denominada *Bostrychietum*, 23°48'59,77"S; 45°24'25,80"O e 23°48'53,43"S; 45°24'27,37"O), Araçá V (areia muito fina, 23°48'50,57"S; 45°24'22,92"O). Nas áreas adjacentes foram amostrados os pontos: Ilha do Farol (lama, 23°49'40,12"S; 45°24'47,64"O), Terminal do Ferry Boat de Ilhabela (lama, 23°49'10,12"S; 45°22'32,47"O), Praia do Perequê (areia fina, 23°49'1,75"S; 45°22'17,88"O), Praia do Julião (areia média, 23°51'26,15"S; 45°24'58,47"O), Parcel do Julião (cascalho e areia média, 23°51'13,26"S; 45°25'2,64"O) e sublitoral Ilha do Itaçuê (cascalho, 7 m de profundidade, 23°49'55,70"S; 45°26'35,72"O). Essas amostras foram coletadas com pás, frascos plásticos e baldes para análises qualitativas de organismos vivos. Essas coletas foram realizadas durante o I *Workshop* de Meiofauna no Brasil (*Taxonomy and Diversity of Marine Meiofauna*), realizado em 2012 no CEBIMar/USP, onde estavam presentes especialistas, nacionais e estrangeiros, de grupos de meiofauna.

9.4.2 Atividades em laboratório

Primeiramente, os sedimentos coletados foram submetidos a lavagens em peneiras granulométricas de malha de 0,045 mm, com água corrente à pressão graduada e transferidos para uma placa de Petri. Em seguida, a meiofauna foi extraída por processo de flotação, utilizando-se uma sílica coloidal (LUDOX TM-50) diluída em água até atingir a densidade final de 1,18 g.cm⁻³. Este procedimento foi repetido três vezes (Heip *et al.* 1985).

Após a flotação, o sobrenadante de cada amostra foi cuidadosamente armazenado em formalina 4% e corado com rosa de bengala. Sob um microscópio estereoscópico, todos os organismos foram contados e os grupos mais inclusivos, identificados. De cada amostra, cerca de 100 nematoides foram aleatoriamente separados e transferidos para um bloco de vidro cavado contendo solução de glicerol (95% de álcool, 5% de glicerina). Estes foram mantidos em um dessecador de vidro com sílica por um período de 48 horas.

Após esse procedimento, os nematoides foram transferidos para uma gota de glicerol localizada dentro de um molde de parafina sobre uma lâmina de microscópio. Uma lamínula foi colocada sobre o molde de parafina, e o conjunto, colocado em uma placa aquecedora (50 a 60°C) para o derretimento da parafina. Os nematoides foram identificados sob um microscópio óptico em nível de gênero seguindo a chaves pictoriais de Warwick *et al.* (1998). Quando possível, as espécies foram separadas em morfotipos.

Extrair e concentrar a meiofauna viva são práticas difíceis por duas razões (Giere 2009, Higgins & Thiel 1988): 1. o tamanho do grão do sedimento é muitas vezes maior que o diâmetro dos espécimes e o peneiramento tradicional com malha de 0,045 mm (para meiofauna) não é eficiente; 2. a maioria dos organismos intersticiais adere ativamente aos grãos de areia (Giere 2009, Rouse & Pleijel 2001). Por estas razões, os tratamentos das amostras para coleta da meiofauna incluem *métodos de relaxamento*, em especial o uso de cloreto de magnésio isotônico ou outros que garantam que os organismos se mantenham vivos, como a técnica das bolhas de Higgins (Higgins & Thiel 1988). A observação dos indivíduos vivos é essencial para a análise dos padrões de ciliação, coloração e estruturas reprodutivas, que são diagnósticas na descrição de espécimes destes grupos (Giere 2009, Higgins & Thiel 1988). A obtenção de revisões taxonômicas completas, claras e concisas foi então superada com levantamento dos caracteres morfológicos capturados com técnicas de microscopia óptica, microscopia eletrônica de varredura (MEV), microscopia de varredura laser confocal (CLSM, *Confocal laser scanning microscopy*) e abordagens moleculares.

Para microscopia eletrônica de varredura (MEV), o maior número possível de indivíduos de cada morfotipo foi fixado em trialdeído e solução tampão de cacodilato. Ainda em laboratório, os organismos foram lavados várias vezes para remover o fixador, e foram pós-fixados em tetróxido de ósmio 1% em 0,1 M de tampão cacodilato, lavados várias vezes novamente e desidratados com séries de etanol-acetona e passaram por ponto crítico para secar. Os espécimes foram, então, montados em *stubs* de MEV e revestidos com platina e examinados com microscópio eletrônico de varredura. Para microscopia de varredura laser confocal

(CLSM, *Confocal laser scanning microscopy*), o maior número possível de indivíduos de cada espécie foi fixado em paraformaldeído (PFA) e solução tampão de fosfato (PBS) (Worsaae & Rouse 2008).

Indivíduos das espécies descritas e revisadas também foram fixados em etanol puro para análise molecular. Para este propósito, foram amplificados e sequenciados os genes 18S rDNA, 28S rDNA, 16S rDNA ribossomal, Histona 3 e Citocromo oxidase I, seguindo protocolos específicos. Os resultados obtidos foram comparados (ferramenta BLAST – Altschul *et al.* 1997) com as sequências já depositadas no *GenBank* do *National Center for Biotechnology Information* (NCBI) para comprovação de eventuais espécies crípticas e construção de filogenias.

9.4.3 Banco de dados

Dados relativos à abundância de meiofauna e nematoides foram transferidos para diferentes planilhas em Excel. Para nematoides, primeiramente foi gerada uma planilha dinâmica, a partir da listagem de todos os gêneros, morfotipos e sexo de nematoides registrados em cada amostra. A planilha dinâmica permite o agrupamento e a contagem dos dados de acordo com uma variável de interesse, permitindo maior flexibilidade no manuseio dos dados. As planilhas finais, tanto para meiofauna quanto para nematoides, apresentaram o mesmo formato. Nestas, as duas primeiras colunas foram destinadas à identificação da campanha e estação amostral, e as demais, ao registro da abundância de cada táxon/morfotipo identificado.

9.4.4 Análise dos dados

A estrutura das comunidades da meiofauna e macrofauna foi analisada em conjunto por meio de análises de redundância (RDA). O principal objetivo desta análise é identificar a influência de variáveis ambientais sobre os padrões de composição e abundância. Em linhas gerais, a RDA é uma técnica de ordenação que combina análise de regressão linear múltipla e análise de componentes principais (PCA), na qual a variável resposta é a matriz de abundância de espécies. (Legendre & Legendre 1998, Leps & Smilauer 2003). A partir da literatura, foram definidas as variáveis ambientais com potencial relevância para estruturação da meiofauna e macrofauna: biomassa de clorofila-*a* e feopigmentos, porcentagem de matéria orgânica e diversos parâmetros granulométricos (Capítulo 2 e 4). Dentre as variáveis que apresentaram grande redundância (variáveis colineares), selecionaram-se as de maior R^2 . O modelo final considerou: biomassa de clorofila-*a*, % de carbono orgânico total, tamanho médio do grão e grau de seleção do grão. Esta análise foi feita no *software* R 3.3.1 (R Development Core Team 2016), sendo as variáveis ambientais estandardizadas e as variáveis bióticas (abundância das espécies) Hellinger, transformadas.

Para comparar a riqueza de espécies de meio e macrofauna, foram construídas curvas de acumulação de espécies. Estas curvas representam o número cumulativo de espécies registradas em função do esforço amostral, o que permite avaliar se o esforço amostral se aproximou de capturar todas as espécies do local. Diferentes curvas de acumulação de espécies foram construídas para meio e macrofauna, bem como para os diferentes agrupamentos identificados no RDA.

9.5 MICROFITOBENTOS

A produção primária é objeto de interesse geral no meio terrestre e aquático porque é o ponto de partida de toda a cadeia alimentar (Sousa *et al.* 1998). Atualmente há um interesse crescente pelas algas bentônicas como produtores primários. O microfitobentos é composto de microalgas, as quais habitam principalmente o centímetro superior do sedimento marinho sujeito à luminosidade, constituído por diatomáceas, em sua maioria, além de fitoflagelados e cianobactérias. O microfitobentos é responsável por uma

considerável contribuição ao orçamento do carbono em águas rasas das regiões costeiras, onde pode superar a produtividade do fitoplâncton com reflexos nos consumidores marinhos. Esta comunidade desempenha um importante papel na cadeia trófica, formando uma das bases da cadeia alimentar que alcança os níveis mais altos da macrofauna e megafauna (David 2003). Organismos vivos da microflora bentônica são encontrados desde as regiões entremarés até grandes profundidades, entretanto, o microfitobentos representa grande interesse para as regiões costeiras na economia dos oceanos, reprodução das espécies e equilíbrio ecológico no meio marinho.

9.5.1 Campo

As amostras do microfitobentos foram coletadas no sedimento da zona entremarés e da região sublitoral. A amostragem seguiu o mesmo delineamento amostral utilizado pela macrofauna. A amostragem quantitativa de organismos microfitobentônicos foi realizada por métodos semelhantes à coleta da meiofauna. Na região do entremarés e sublitoral raso, as amostras para o microfitobentos foram coletadas manualmente, utilizando um tubo de PVC (*corer*) de 2 cm de diâmetro interno, retirando-se o centímetro superior do sedimento. Já nos ambientes do sublitoral mais profundo, a amostragem foi realizada utilizando uma subamostragem (*corer* de 2 cm de diâmetro interno) do sedimento coletado com o *multicorer* para a macrofauna e meiofauna. Em todos os pontos amostrados foram coletadas cinco réplicas.

Após a coleta, as amostras foram armazenadas em frascos escuros com etiqueta de papel vegetal no lado interno e identificação externa. As amostras foram mantidas em recipiente isotérmico com gelo e permaneceram congeladas até a ocasião do processamento, que ocorreu no Laboratório de Ecotoxicologia Marinha e Microfitobentos (LECOTOX) do IOUSP.

9.5.2 Atividades em laboratório

Para a análise de microfitobentos foram utilizadas as técnicas de extração de pigmentos, leitura dos pigmentos em espectrofotômetro e o peso seco da amostra.

A biomassa foi obtida pela avaliação dos pigmentos fotossintetizantes, da clorofila-*a* e dos feopigmentos, de acordo com o método descrito por Plante-Cuny (1978), com adaptações feitas por David (1997).

As amostras úmidas foram pesadas e, posteriormente, foi adicionado 0,07 g de MgCO₃ e 10 mL de acetona p.a. a 100 %, em cada réplica, diretamente no recipiente utilizado para armazenar a amostra. Para a extração dos pigmentos, estes recipientes foram mantidos em refrigerador entre 20 a 24 horas. Após este período, as amostras foram colocadas em tubos de ensaio e centrifugadas a 2500 r.p.m. durante 10 minutos e, em seguida foi realizada a retirada do sobrenadante de cada amostra.

Para a avaliação da clorofila-*a*, foram realizadas as leituras das absorbâncias em espectrofotômetro, nos comprimentos de ondas de 430, 665, e 750 nm. Após a leitura da clorofila-*a*, as amostras foram acidificadas com 2 gotas de HCl (1N) e, em seguida refeitas as leituras nos mesmos comprimentos de ondas para a obtenção dos valores de feopigmentos. Com o objetivo de evitar a foto e termo-degradação dos pigmentos presentes nas amostras, todos os procedimentos, desde a extração à leitura das absorbâncias em espectrofotômetro, foram realizados evitando-se ao máximo a exposição das amostras à luz e ao calor.

Após a retirada do sobrenadante para a quantificação dos pigmentos, as amostras foram secas em estufa a 60 °C durante 48 horas e pesadas em balança analítica para obtenção do peso seco. Estes valores foram utilizados na equação para a quantificação dos pigmentos.

9.5.3 Banco de dados

Para a análise de microfitobentos, foi necessária a realização de no mínimo duas planilhas distintas,

sendo a primeira contendo os resultados de clorofila-*a* e feopigmentos, por réplica (cinco) para cada ponto amostrado. Posteriormente, foram calculadas as médias das réplicas por ponto amostral, com os respectivos desvios padrão. A partir destes dados, calculou-se o Índice de Margalef, também conhecido como índice verde/amarelo (diversidade pigmentar), e a relação clorofila-*a* e feopigmentos.

9.5.4 Análise de dados

Os cálculos para obtenção dos teores de clorofila-*a* e feopigmentos foram realizados utilizando-se as equações propostas por Plante-Cuny (1978), sendo os resultados expressos em termos de área nos estudos ecológicos e de caracterização de ambientes. Portanto, os dados em micrograma de biomassa por grama de sedimento foram convertidos em miligrama de biomassa para uma superfície (metro quadrado), apresentados a seguir.

O índice pigmentar de Margalef (Margalef 1974) foi calculado pela relação entre as densidades ópticas DO 430° / DO 665°. A razão clorofila-*a* / feopigmentos, por sua vez, foi calculada pela relação entre os valores de clorofila-*a* e feopigmentos.

Aos resultados obtidos para a biomassa microfítobentônica, foi aplicado o teste estatístico não paramétrico Kruskal – Wallis (análise de variância) para verificar as diferenças significativas entre as amostras ($\alpha < 0.05$), com a comparação múltipla (do tipo Tukey) de Nemenyi (Zar 1996). Também foram comparados os índices de Margalef e clorofila-*a* / feopigmentos. Para finalizar foi aplicada a correlação de Spearman (Zar 1996) entre a biomassa e as variáveis ambientais e biológicas como profundidade, temperatura e os índices de Margalef e clorofila-*a* / feopigmentos. Foram consideradas apenas as correlações entre 0,5 e 1 e entre -0,5 e -1.

9.6 MICRO-ORGANISMOS

Sedimentos abrigam comunidades autóctones de bactérias, cianobactérias, vírus, protozoários, entre outros. Esta diversidade microbiana abriga espécies em vários níveis tróficos, desde produtores e consumidores até decompositores, e desempenha papel relevante nos ciclos da matéria e energia deste compartimento, formando uma complexa cadeia alimentar denominada alça microbiana (Azam *et al.* 1983).

Além da presença de micro-organismos marinhos autóctones, vários outros, incluindo bactérias, vírus e fungos patogênicos, são também introduzidos no ambiente por meio do despejo de efluentes domésticos (Oliveira & Pinhata 2008). Esta contaminação afeta a qualidade microbiológica dos sedimentos e tem efeitos sobre os organismos que habitam esse substrato, incluindo os de interesse comercial para o consumo humano.

Deste modo, os objetivos dos estudos microbianos realizados e descritos abaixo foram conhecer a diversidade de bactérias e fungos (levedura) presentes nos sedimentos da Baía do Araçá, bem como analisar a variação espaço-temporal da comunidade de bactérias, cianobactérias e nanoflagelados heterótrofos deste ambiente.

9.6.1 Campo

As amostras para as análises da variação espaço-temporal dos componentes da alça microbiana (bactérias, cianobactérias e nanoflagelados heterótrofos) foram coletadas nos 37 pontos da rede amostral (entremarés e sublitoral) conforme delineamento e metodologia adotada para a macrofauna (Figura 9.1 e 9.2). Amostras para avaliar as densidades e a diversidade de fungos do gênero *Candida* foram coletadas nos

pontos 1 a 10 (Figura 9.1). Todas as amostras foram armazenadas em sacos plásticos estéreis e mantidas sob refrigeração, a 8°C, até seu processamento no Laboratório de Microbiologia Marinha (MICROMAR) do CLP-UNESP.

9.6.2 Atividades em laboratório

Determinação das densidades microbianas

Para a realização das análises microbianas, todas as amostras foram submetidas a um processo para dissociar os micro-organismos dos grãos de sedimento. Alíquotas de 20 g de sedimento foram acondicionadas em erlenmeyers estéreis e acrescidas de 180 mL de água deionizada e purificada (água Milli-Q), em uma proporção de 1:10. As amostras foram submetidas a três ciclos de agitação em um agitador tipo Kline. Cada ciclo teve duração de cinco minutos e um período de repouso de 10 minutos. Após este processo, apenas o sobrenadante foi utilizado para todas as análises microbiológicas do sedimento (Oliveira & Pinhata 2008).

No caso da contagem de bactérias, cianobactérias e nanoflagelados heterótrofos, as amostras de sobrenadante foram fixadas com Formaldeído 5% (V/V) e mantidas sob refrigeração para posterior contagem dos micro-organismos. As densidades microbianas foram obtidas utilizando a técnica de Contagem direta sob microscopia de Epifluorescência, utilizando um microscópio Nikon Eclipse 50i, segundo Hobbie *et al.* (1977).

Para contagem de bactérias heterotróficas, alíquotas de 200 µL das amostras fixadas foram transferidas para tubos de ensaio, coradas com 5,0 µL DAPI, 4',6-diamidino-2-fenolindol (Porter & Fieg 1980) e, então, filtradas em membranas *Nucleopore Black* de 0,2 µm de porosidade e 25 mm de diâmetro. As contagens foram realizadas em microscópio de epifluorescência sob luz ultravioleta (330 a 390 nm) em ambiente escuro (Figura 9.8). Para contagem de cianobactérias, foram filtradas alíquotas de 2,0 mL em membrana *Nucleopore Black* de 0,2 µm de porosidade, e a observação foi realizada quanto a sua autofluorescência, sob luz verde (492 a 577 nm) (Figura 9.8A).

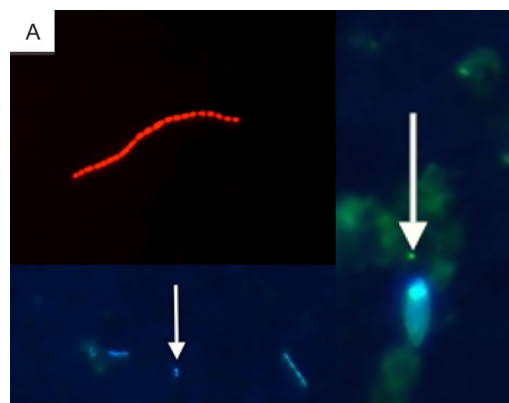


Figura 9.8. Micro-organismos componentes da alça microbiana em amostras de sedimento da Baía do Araçá, vistos sob microscopia de epifluorescência. (A) Cianobactérias em cadeia; (B) Bactérias heterotróficas (seta); (C) Nanoflagelado (seta).

Para a obtenção das densidades de nanoflagelados heterótrofos, o sobrenadante foi filtrado em membranas *Nuclepore Black* com porosidade de 8,0 µm para a remoção dos micro-organismos de maior tamanho. Após este primeiro processo, 2,0 mL do filtrado foram corados com 50,0 µL de solução de DAPI e filtrados em membrana *Nuclepore Black* de porosidade 2,0 µm. A contagem de nanoflagelados (Figura 9.8C) foi realizada sob luz ultravioleta (330 a 390 nm), e as densidades microbianas foram expressas como número de células por mL.

As densidades de *Candida* sp. foram determinadas através da Técnica de Membrana Filtrante (Apha 2012), utilizando como meio de cultivo o Agar *Candida Hi-Chrome* e a filtração de alíquotas de 10 e 5 mL do sobrenadante. As densidades bacterianas foram expressas em Unidades Formadoras de Colônias por grama de sedimento (UFC g⁻¹). Além da determinação das densidades de *Candida* sp., o uso de um meio seletivo e diferencial permitiu a diferenciação, em nível de espécies, por meio da coloração e da morfologia de suas colônias, conforme a Figura 9.9.

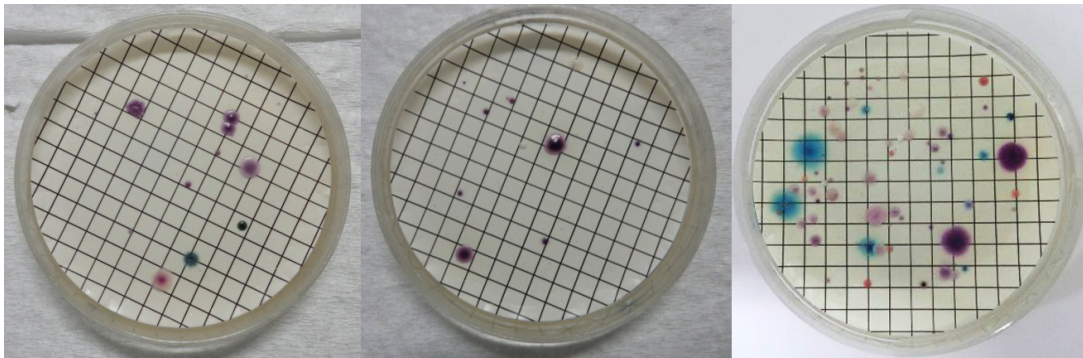


Figura 9.9. Aspectos das colônias de espécies do gênero *Candida* em placas com meio cromogênico Agar *Candida Hi-Chrome*. *Candida albicans* (colônia verde clara), *Candida tropicalis* (colônia azul metálica a roxas), *Candida glabrata* (colônia branca) e *Candida krusei* (colônia púrpura).

Isolamento e Identificação Molecular de Bactérias e Fungos (levedura)

Bactérias

Para o cultivo, isolamento e posterior identificação de bactérias, foi utilizada a técnica *Pour Plate* (Apha 2012). Esta técnica consiste em inocular diluições seriadas da amostra, no caso, o sobrenadante proveniente do processamento, até a concentração de 10⁻⁵ em placas de Petri, contendo meio de cultura. O meio utilizado foi o *Marine Agar* (Difco 2216E) e as amostras inoculadas foram incubadas a 28°C, durante 24-72 horas. Após esse período, foram selecionadas 100 colônias com aspectos morfológicos distintos, as quais foram submetidas a uma sucessão de cinco esgotamentos para isolamento e obtenção de colônias puras. As cepas isoladas foram transferidas para Eppendorfs contendo caldo nutriente preparado com água do mar esterilizada (filtrada em filtros 0.22 µm e autoclavada) e acrescido de 20% de glicerol. Os tubos foram armazenados em ultra freezer à temperatura de -80°C. Cinquenta cepas puras foram selecionadas para realização da identificação molecular.

Para identificação molecular das bactérias, o DNA genômico foi extraído utilizando o *PureLink® Genomic DNA Kit*, de acordo com as instruções do fabricante. O gene 16S rDNA foi amplificado, e oligonucleotídeos para o domínio Eubacteria 27S-F (5'-CAAGAGTTTGATCC TGGCTCAG-3') e 1492-R (5'-GGTTACCTTGTTAC GACTT-3' (Weisburg *et al.* 1991) foram utilizados. As reações foram realizadas em volume final de 50 µl e em termociclador modelo *Veriti-96 well thermal cycler* (*Applied Biosystems*), dentro do programa 94°C durante 3 minutos, 30 ciclos de amplificação (94°C/1 minuto, 55 °C/30 segundos, 72 °C/30

segundos), 72 °C/10 minutos. Após a purificação (*PureLink® Quick Gel Extraction and PCR Purification Combo Kit*), foram retirados 5 µl do produto final para avaliação por eletroforese em gel de agarose 0,8% e quantificação do DNA para realização da reação de sequenciamento (kit *Sequencing- Big Dye Terminator Cycle Sequencing Ready ABI Prism versão 3*).

Cada reação de sequenciamento foi ajustada para um volume final de 10 µl, utilizando 20 ng dos fragmentos de interesse, 3,2 pmols de oligonucleotídeos indicadores 27F ou 1492R, 2,0 µl de tampão 2,5x e 0,5 µl dos terminadores Big Dye. As condições de reação foram: 96°C/1 min; 25 ciclos (96°C/1 min., 50°C/5s., 60°C/ 4 min.) (Souza 2013). Após a reação, foi realizada a precipitação, adicionando-se 2,5 µl de EDTA 125 mM, 30 µl de etanol 100%. A solução foi misturada por inversão e centrifugada durante 20 min. A 13.4000 rpm a 4°C, sendo então descartado o sobrenadante. Ao material precipitado foram adicionados 30 µl de etanol 70%, e o procedimento de centrifugação foi repetido. O sobrenadante foi novamente descartado, a amostra foi seca à temperatura ambiente e depois armazenada a 4°C.

As sequências foram alinhadas utilizando o programa Clustal W 1.8 e, posteriormente, editadas com o auxílio do programa BioEdit, de forma que todas tivessem o mesmo número de bases e estivessem completamente alinhadas. Foi utilizada a ferramenta BLASTn da base de dados do NCBI (National Center of Biotechnology Information) para identificação das cepas isoladas. A análise de distância foi feita com base na região 16S rDNA, utilizando o programa Mega 6. Cada sequência obtida foi alinhada às sequências semelhantes (selecionadas pela busca no BLAST), em um alinhamento múltiplo e, em seguida, foi gerada a árvore filogenética pelo método de distância Neighbor-Joining baseado no modelo Tamura-Nei (Souza 2013).

Fungos (leveduras)

Para cultivo, isolamento e identificação molecular das leveduras, alíquotas do sobrenadante (de 0,1 a 0,2 µL) foram inoculadas em *Agar Dextrose Batata* e incubadas à 25°C durante até sete dias. Após o crescimento, as colônias foram isoladas por meio da técnica de esgotamento e, então, mantidas em cultura pura, sob refrigeração. Para extração de DNA genômico foi utilizado o protocolo de Sampaio *et al.* (2004) e o protocolo elaborado por Pagnocca *et al.* (2008) para a reação de amplificação. Para extração de DNA, duas alças de platina cheias de colônias puras foram suspensas em 500 µL de Lysing Buffer (composição: Tris 50 mM, NaCl 250 mM, EDTA 50 mM, SDS 0,3%, pH 8) e foi adicionado o equivalente a um volume de 200 µL de esferas de vidro de 425 a 600 µm (Sigma). O material foi homogeneizado em agitador vortex durante 3 minutos, e os tubos foram incubados durante 1h a 65°C. As suspensões obtidas foram, em seguida, centrifugadas durante 30min a 4°C. Os ácidos nucleicos foram precipitados com volume 1/10 de acetato de sódio e dois volumes de etanol absoluto, durante 24h a 20°C. Após este período, o DNA foi lavado com etanol (70%, v/v), seco e ressuspendido em TE (para 1 L: 10 mL de Tris 1M, pH 8 e 2 mL de EDTA 0,5 M completado com água miliq) (Sampaio *et al.* 2001, 2004). Os *primers* NL1 e NL4 foram usados para amplificação do domínio D1/D2 da LSU (largesubunit) do gene rRNA (Kurtzman & Robnett 1998) enquanto os *primers* ITS1 e ITS4 foram usados para amplificação da região ITS (White *et al.* 1990). O DNA molde foi utilizado em uma diluição de 1:750. O protocolo de amplificação se iniciou com 96°C/3min, seguidos de 35 ciclos de 96°C/30s, 61°C/45s, 72°C/1min no termociclador. Os produtos da PCR foram purificados usando *NucleoSpin® Gel e PCR Clean-up* (Macherey-Nagel, MN). Sequências de Forward e Reverse foram geradas em ABI 3130 *Genetic Analyser* (Life Technologies), usando *BigDye Terminator v3.1* (Pagnocca *et al.* 2008). As sequências foram editadas e usadas para montar as sequências contínuas no *BioEdit v7.1.3* (Hall 1999). As sequências obtidas foram utilizadas para pesquisar por sequências homólogas na *Centrallbureau voor Schimmelcultures Cultures* (CBS) e no *National Center for Biotechnology Information* (NCBI – *GenBank*).

9.6.3 Banco de dados

Os dados das contagens diretas de micro-organismos, ou seja, bactérias, cianobactérias e nanoflagelados heterótrofos e das contagens do número de unidades formadoras de colônias de *Candida* sp., foram tabulados em *software* Microsoft® Excel e compartimentados por método, micro-organismo, área amostral e por data/período de coleta. As planilhas foram utilizadas para obtenção dos parâmetros relativos às densidades de todos os micro-organismos estudados, a partir da introdução de fórmulas nas células gerando automaticamente as densidades brutas, suas médias e desvios-padrão. As espécies de bactérias e de fungos identificadas por meio de técnicas moleculares também foram planilhadas utilizando o mesmo programa e organizadas por espécie, para a análise dos índices de diversidade.

9.6.4 Análise dos dados

As médias das densidades de bactérias, cianobactérias e nanoflagelados heterótrofos, obtidas no verão e no inverno, em cada ponto amostrado, foram utilizadas para construção de curvas de variação populacional e de variação por ponto de coleta, permitindo então uma análise da variação espaço-temporal destas comunidades. Os dados gerados foram também utilizados para as análises estatísticas realizadas com auxílio do *software* R (versão 3.1.3).

Foi realizado teste de homocedasticidade para confirmação de dados heterogêneos e, então, utilizados testes estatísticos não paramétricos. Para a correlação entre as densidades de bactérias heterotróficas e nanoflagelados, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk para normalidade e posteriormente a Correlação de Pearson. Para estimar a riqueza de espécies foi utilizado o índice Chao 1, e para a diversidade de espécies, o índice de Shannon, sendo as planilhas organizadas para o uso no *software* EstimateS, versão 9.1.0 (Colwell 2013).

9.7 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

Devido à falta de conhecimento pretérito abrangente sobre a biodiversidade do sistema bentônico de fundo não consolidado da Baía do Araçá e de como ela estaria estruturada em relação às variáveis ambientais, optou-se pelo desenho amostral de *grid* irregular. O delineamento por *grid* permitiu uma melhor caracterização da baía, assumindo que os pontos de coleta cobrissem o maior número de diferentes áreas da baía. O *grid* foi irregular por dois motivos: 1. na região entremarés encontram-se ilhas, manguezal e praias que aumentam a heterogeneidade ambiental, isso fez com que as amostragens fossem intensificadas nessa região e, 2. as amostras foram mais espaçadas na região do sublitoral em decorrência do uso da embarcação e pelo fato do ambiente ser mais homogêneo em comparação com a região do entremarés.

Em amostragens anteriores da macrofauna da baía (pré-biota), foi utilizado amostrador de 20 cm de diâmetro e 20 cm de altura e 34 pontos de coleta foram distribuídos de forma a cobrir o maior número de diferentes tipos de sedimentos na região entremarés. Nesse projeto, devido, principalmente, à importância de padronização do amostrador no entremarés e sublitoral, optou-se por um amostrador de 10 cm de diâmetro. Considerando a maior extensão da área amostrada, também optou-se por um maior espaçamento dos pontos de coleta com propósito de diminuir o esforço amostral. Ao avaliar a eficiência dos dois métodos, ambos provaram ser efetivos, uma vez que o delineamento utilizado também proporcionou uma estimativa adequada da biodiversidade local. Entretanto, o custo-benefício da metodologia utilizada no projeto *Biota-Araçá* foi superior e pode ser mais efetivo em projetos de pesquisa com poucos recursos.

Outro ponto a ser considerado é o balanço entre números de réplicas em uma mesma estação de coleta e a quantidade de locais a serem amostrados. Os resultados obtidos mostraram que a variação entre

locais foi muito superior em relação à variação em menor escala (isto é, em uma mesma estação de coleta). Portanto, se o objetivo do projeto for o conhecimento da biodiversidade local, reduzir o número de réplicas e aumentar o de locais amostrados pode ser uma boa estratégia. Deve-se considerar também o esforço e o tempo no peneiramento das amostras biológicas.

Com relação ao sublitoral, devido à natureza diversa de amostradores (quantitativa *versus* qualitativa), uma comparação direta se torna difícil. Entretanto, fica claro pela observação dos resultados que cada amostrador possui um diferente desempenho em termos de abundância, riqueza e grupos amostrados. O *multicorer* tem a vantagem de fornecer amostras mais precisas para estimativas de número de indivíduos e espécies por área, entretanto, a abundância de indivíduos é baixa devido à pequena área de amostragem dos cilindros. Isso resulta em menor desempenho na amostragem de grupos de maior porte, como equinodermos e crustáceos decápodes. O arrasto com draga tem o problema oposto: por amostrar grandes áreas com redes de malha de maior dimensão, é coletado um maior número de indivíduos e espécies de maior tamanho. Por outro lado, grupos pequenos, especialmente poliquetas, são subamostrados ou fragmentados pela natureza da amostragem com arrasto. A draga também necessita de uma maior capacidade mecânica e de um barco para sua utilização. O van Veen possui um bom desempenho em termos de abundância e riqueza, entretanto, apresenta o problema de amostrar somente as camadas mais superiores e a mesma quantidade de material não é coletada em todas as amostragens, o que dificulta comparações e torna as amostras semi-quantitativas. Subamostragem das amostras de van Veen é um método utilizado com frequência e poderia ser utilizado com melhores resultados. Com essas informações, a escolha do amostrador deve se basear nos objetivos do estudo e na disponibilidade do equipamento. A utilização de diferentes tipos de equipamentos fornece resultados complementares, o que pode ser bastante importante em levantamentos da biodiversidade. Essa combinação de pegadores e draga proporciona uma coleta mais eficiente. Vale a pena destacar também a importância da busca ativa, onde espécies são coletadas deliberadamente, sem a utilização de equipamentos convencionais ou delineamentos amostrais.

Para amostragem e extração da meiofauna, foram seguidos os procedimentos padrões descritos em Heip *et al.* (1985). Todas as técnicas descritas nos itens 9.3.1 e 9.3.2 foram empregadas com sucesso. As dimensões do amostrador foram determinadas a partir de estudos prévios do local, e considerou a representatividade dos pontos amostrais e a viabilidade de processamento em laboratório. Três amostras foram consideradas inadequadas, uma vez que a grande quantidade de pedras nestes pontos não permitiu uma distribuição homogênea do sedimento no interior do amostrador. Por questões de logística, não foi possível fazer a reamostragem dessas estações. Em laboratório, todas as amostras foram processadas sem perdas.

Com relação à triagem das amostras, o peneiramento deve ser executado logo após a coleta para garantir a preservação de forma e qualidade, sem deformações dos organismos. A malha de 0.3 mm possivelmente exigiu um maior esforço de triagem para o total de amostras coletadas da macrofauna. No entanto, em locais com sedimento fino e lamoso, onde formas de menor porte são abundantes, como poliquetas capitelídeos, a grande maioria dos exemplares não teria sido coletada.

Antes da fixação em álcool, as amostras devem passar por um processo de sedação em uma solução relaxante para a qual pode ser utilizado cloreto de magnésio a 7%, mentol ou uma solução de álcool a 10 – 15% (Gambi & Dappiano 2004). Esse procedimento evita o excesso de contração e previne a fragmentação de alguns invertebrados. É importante notar que a taxa de 3:1 no volume entre a solução fixadora e o volume da amostra é a mais recomendada, ou seja, duas vezes o volume da amostra. Embora uma solução de formaldeído a 4 a 10% seja comumente utilizada para fixação, pois mantém os organismos com suas estruturas mais rígidas e facilita a identificação, recomendamos que sejam seguidos os cuidados necessários, quando manipulados. Essas recomendações são válidas também para o corante Rosa de bengala (Gambi & Dappiano 2004).

Em relação ao microfitobentos, o método escolhido é o tradicional, eficiente, preciso, rápido e pouco oneroso, sendo adequado para a avaliação da biomassa disponível para a biota bentônica, seja meiofauna ou macrofauna. A identificação taxonômica seria, sem dúvida, de grande valia para uma melhor integração dos dados gerados nos vários compartimentos estudados. O uso de equipamentos como HPLC (Cromatografia Líquida de Alta Performance), Citometria de Fluxo e Microscópio Eletrônico são de extrema importância para a identificação taxonômica, contagem de células por pigmento fotossintetizante. Essas análises possibilitariam uma maior compreensão dos processos que ocorrem na Baía do Araçá.

Solos e sedimentos são ambientes descontínuos e heterogêneos que contém um número extremamente diverso de micro-organismos (Hurst *et al.* 1997). O delineamento amostral possibilitou que toda a área da baía fosse amostrada de maneira homogênea e aumentou a confiabilidade de que os resultados obtidos em relação aos micro-organismos estudados sejam fidedignos ao que de fato ocorre no ambiente.

As técnicas escolhidas para o isolamento de bactérias foram as extremamente difundidas nos estudos de populações bacterianas. A técnica de *pour-plate* foi utilizada por ser uma das mais indicadas para isolamento e quantificação de micro-organismos de solos e sedimentos, e seu uso possibilitou o isolamento de espécies bacterianas distintas, uma vez que as colônias cresceram difundidas no meio de cultura, diferentemente da técnica de *spread-plate*. Entretanto, as técnicas usadas nos permitem quantificar apenas bactérias cultiváveis. Desta maneira, para acessar a densidade bacteriana, incluindo as bactérias não cultiváveis, foi utilizada a técnica de contagem direta sob microscopia de epifluorescência.

A identificação dos micro-organismos, por meio de métodos bioquímicos, tornou-se menos eficiente devido a seu baixo poder discriminatório em micro-organismos com pouca variabilidade genética, além do risco de interpretações equivocadas, e seu custo elevado (Farber *et al.* 2001). Já a utilização de análises moleculares para a identificação dos micro-organismos isolados é muito satisfatória, uma vez que a reação em cadeia da polimerase (PCR) é uma técnica altamente sensível (Koneman *et al.* 2001). Na última década, a PCR tornou-se a técnica molecular mais utilizada em diagnóstico microbiológico (Malorny *et al.* 2003).

As dificuldades encontradas durante a realização das análises moleculares foram com relação à definição dos primers específicos a serem utilizados e ao ciclo de PCR com variações de tempo e temperatura. De fato, White *et al.* (1990) também citaram como dificuldades as variações de temperatura e do tempo de cada etapa do ciclo. No presente trabalho, foram testadas as combinações destas variações até chegar a uma amplificação ideal de cada micro-organismo. Todavia, outro problema na identificação molecular de fungos foi o fato destes não possuírem um marcador molecular universal, ao contrário do que ocorre com as bactérias. De modo a solucionar este problema, foram utilizados diferentes *primers* de ITS e outras regiões genéticas para a identificação molecular. Além disto, vale destacar que muitos fungos sequer foram identificados e/ou disponibilizados em bancos de dados, como o NCBI, o que dificultou o trabalho de identificação (Begerow *et al.* 2010).

A microscopia por epifluorescência é um método padrão e amplamente difundido para estimar abundância, tamanho, biovolume, biomassa e até mesmo atividades fisiológicas de bactérias em sistemas aquáticos (Kepner & Pratt 1994). Uma das dificuldades desta técnica diz respeito à necessidade de concentração da amostra a ser analisada, a qual é feita com o uso de membranas filtrantes, tendo como uma das variáveis mais importantes a ser considerada a presença de um número suficiente de células na superfície da membrana (Fry 1990). Para sanar este problema, foram realizadas filtrações teste, utilizando volumes variados de amostra a fim de determinar a concentração ideal a ser empregada no processamento das amostras. Embora em amostras com baixa concentração de células seja possível aumentar o volume filtrado para resolução do problema, deve-se tomar cuidado com amostras ricas em material em suspensão, pois na presença de muita matéria orgânica, esta pode se ligar não especificamente ao marcador fluorescente, auto-fluorescer ou ainda cobrirem as células bacterianas, fazendo com que o resultado encontrado não seja real (Lisle *et al.* 2004).

Analisar estatisticamente as respostas simultâneas de várias espécies em relação a vários fatores ambientais requer técnicas que reduzem a alta dimensionalidade dos dados. As técnicas de ordenação são eficientes neste sentido, por representar as relações entre amostras e espécies tão fielmente quanto possível num espaço de baixa dimensão (Gauch 1982). No RDA, os resultados levam a interpretações prontas e intuitivas das relações espécie-ambiente, permitindo assim determinar a importância relativa de diferentes gradientes para diferentes espécies.

A abordagem filogenética-funcional integrada aos preditores ambientais e espaciais resulta nos padrões observados das distribuições das espécies em metacomunidades. O uso de traços funcionais fornece uma compreensão da participação das interações biológicas e das respostas das espécies aos gradientes ambientais nos processos ecossistêmicos (Vogt *et al.* 2013), ao passo que, a partir da filogenia pode-se inferir processos evolutivos e ecológicos na determinação da distribuição das espécies na atualidade (Cavender-Bares *et al.* 2009). Portanto, tendo em vista a relevância desta integração, buscou-se testar a correlação destes atributos às variáveis ambientais e espaciais a fim de determinar os preditores que melhor explicam a estrutura das comunidades de Nematoda, bem como de outros grupos de invertebrados da Baía do Araçá.

Um dos pontos fundamentais desse projeto foi o uso combinado dos resultados de diferentes módulos para a melhor avaliação dos padrões de distribuição e abundância da biota. Informações sobre a hidrodinâmica (Capítulo 1), diferentes tipos de sedimentos (Capítulo 2) e contaminantes e metais (Capítulo 3) forneceram subsídios essenciais para a compreensão do sistema bentônico. De maneira semelhante, os dados obtidos para o sistema bentônico de fundo não consolidado foram integrados aos resultados sobre teia trófica (Capítulo 12 e 13), na identificação e valoração dos serviços ecossistêmicos (Capítulo 15) e banco de dados (Capítulo 17).

9.8 REFERÊNCIAS

- ABDI, H. 2003. Partial regression coefficients. *In*: LEWIS-BACK, M.; BYRMAN, A.; FUTTING, T. (Eds). Encyclopedia of Social Sciences Research Methods. Sage, Thousand Oaks, California. 1528 p.
- ALTSCHUL, S.F.; MADDEN, T.L.; SCHÄFFER, A.A.; ZHANG, J.; ZHANG, Z.; MILLER, W.; LIPMAN, D.J. 1997. Gapped BLAST and PSI-BLAST: a new generation of protein database search programs. *Nucleic Acids Research*, 25(17): 3389-3402.
- AMARAL, A.C.Z.; DENADAI, M.R.; TURRA, A.; RIZZO, A.E. 2003. Intertidal macrofauna in Brazilian subtropical sandy beaches landscape. *Journal of Coastal Research*, 35: 446-455.
- ANDERSON, M.J. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9: 683-693.
- APHA, American Public Health Association. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, AWWA, WEF. 22^a Ed.
- AZAM, F.; FENCHEL, T.; FIELD, J.G.; GRAY, J.S.; MEVER-REIL, L.A.; THINGSTAD, F. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, 10: 257-263.
- BEGEROW, D.; NILSSON, H.; UNTERSEHER, M.; MAIER, W. 2010. Current state and perspectives of fungal DNA barcoding and rapid identification procedures. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 87: 99-108.
- BLANCHET, F.G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology*, 89: 2623-2632.

- BORCARD, D.; LEGENDRE, P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling*, 153: 51-68.
- BORJA, A.; FRANCO, J.; PÉREZ, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- BREY, G.P. 1990. Geothermobarometry for lherzolites: experiments from 10kb to 60 kb, new thermobarometers and application to natural rocks. *Habil. Thesis. University of Amsterdam, Amsterdam*. 227 p.
- CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K.H.; FINE, P.V.A.; KEMBEL, S.W. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, 12: 693-715.
- COGNETTI, G.; SARÀ, M.; MAGAZZÙ, G. 2000. *Biologia Marina*. Edizioni Calderini, Bologna. 596 p.
- COLWELL, R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9 and earlier. User's guide and application.
- DANOVARO, R. (Ed.) 2010. *Methods for the study of deep-sea sediments, their functioning and biodiversity*. CRC Press, Florida. 428 p.
- DAVID, C.J. 1997. Contribuição para o estudo da distribuição do microfitobentos da região entremarés de praias da Baixada Santista, Estado de São Paulo. *Dissertação de mestrado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo*. 91 p.
- DAVID, C.J. 2003. Distribuição da biomassa microfitobentônica na Baía de Santos (SP, Brasil) com ênfase para a região do emissário submarino. Aspectos da produção primária e da florística. *Tese de doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo*. 203 p.
- FARBER, J. M.; GENDEL, S.M.; TYLER, K.D.; BOERLIN, P.; LANDRY, W.L.; FRITSCHER, S.C.; BARETT, T.J. 2001. Molecular typing and differentiation. pp. 127-158. In: DOWNES, F.P.; ITO, K. (Eds.) *Compendium of methods for the microbiological examination of foods*. APHA, Washington. 676 p.
- FOLMER, O.; BLACK, M.; HOEH, W.; LUTZ, R.; VRIJENHOEK, R. 1994. DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidases subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 3(5): 294-299.
- FRY, J.C. 1990. Direct methods and biomass estimation. pp. 41-85. In: GRIGOROVA, R.; NORRIS, J.R. (Eds.) *Methods in microbiology*. Academic Press, Cambridge. 617 p.
- GAMBI, M.C.; DAPPIANO, M. 2004. Mediterranean marine benthos: a manual for its sampling and study. *Biologia Marina Mediterrânea*, 11: 133-183.
- GAUCH, H.G.J. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge. 312 p.
- GIERE, O. 2009. *Meiobenthology*. Segunda edição. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. 527 p.
- GOWER, J. 1971. Statistical methods of comparing different multivariate analyses of the same data. pp. 138-149. In: HODSON, F.R.; KENDALL, D.G.; TAUTU, P. (Eds.) *Mathematics in the archaeological and historical sciences*. Edinburgh University Press, Edinburgh.
- HALL, T.A. 1999. *BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for*

- Windows 95/98/NT. Nucleic Acids Symposium Series, 41: 95-98.
- HEIP, C.; VINCX, M.; VRANKEN, G. 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology - An Annual Review*, 23: 399-489.
- HIGGINS, R.P.; THIEL, H. 1988. Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington. 488 p.
- HOBBIE, J.E.; DALEY, R.J.; JASPER, S. 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Applied and Environmental Microbiology*, 33: 1225-1228.
- HOLME, N.A.; MCINTYRE, A.D. 1984. Methods for the study of marine benthos. Blackwell Scientific, Oxford. 387 p.
- HURST, C.J.; KNUDSEN, G.R.; McINERNEY, M.J.; STETZENBACH, L.D.; WALTER, M.V. 1997. Manual of environmental microbiology. ASM Press, Washington. 894 p.
- JACKSON, D.A.; HARVEY, H.H. 1993. Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2641-2651.
- KEPNER, R.L.; PRATT, J.R. 1994. Use of fluorochromes for direct enumeration of total bacteria in environmental samples: past and present. *Microbiological Reviews*, 58: 603-615.
- KONEMAN, E.W.; ALLEN, S.D.; JANDA, W.M. 2001. Diagnóstico microbiológico: texto e atlas colorido. 5ª Ed. MEDSi, Rio de Janeiro. 1456 p.
- KURTZMAN, C.P.; ROBNETT, C.J. 1998. Identification and phylogeny of ascomycetous yeasts from analysis of nuclear large subunit (26S) ribosomal DNA partial sequences. *Antonie Van Leeuwenhoek*, 73: 331-371.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 1998. Numerical ecology. 2ª Ed. Elsevier, Amsterdam. 852 p.
- LEPS, J.; SMILAUER, P. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. University Press, Cambridge. 269 p.
- LISLE, J.T.; HAMILTON, M.A.; WILSE, A.R.; McFETERS, G.A. 2004. Comparison of fluorescence microscopy and solid-phase cytometry methods for counting bacteria in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(9): 5343-5348.
- MALORNY, B.; TASSIOS, P.T.; RÅDSTRÖM, P.; COOK, N.; WAGNER, M.; HOORFAR, J. 2003. Standardization of diagnostic PCR for the detection of food borne pathogens. *International Journal of Food Microbiology*, 83: 39-48.
- MARGALEF, R. 1974. Ecología. Omega, Barcelona. 951 p.
- MCLACHLAN, A.; BROWN, A.C. 2006. The ecology of sandy shores. Academic Press, Burlington. 373 p.
- MEYER, C.P. 2003. Molecular systematics of cowries (Gastropoda: Cypraeidae) and diversification patterns in the tropics. *Biological Journal of the Linnean Society*, 79: 401-459.
- OLIVEIRA, A.J.F.C.; PINHATA, J.M.W. 2008. Antimicrobial resistance and species composition of *Enterococcus* spp. isolated from waters and sands of marine recreational beaches in Southeastern Brazil. *Water Research*, 42: 2242-2250.

- PAGNOCCA, F.C.; RODRIGUES, A.; NAGAMOTO, N.S.; BACCI JUNIOR, M. 2008. Yeasts and filamentous fungi carried by the gynes of leaf-cutting ants. *Antonie Van Leeuwenhoek*, Amsterdam, 94(4): 517-526.
- PALUMBI, S.R.; MARTIN, A.P.; ROMANO, S.; MCMILLAN, W.O.; STICE, L.; GRABOWSKI, G. 1991. The simple fool's guide to PCR. Department of Zoology Special Publication, University of Hawaii, Honolulu. 45 p.
- PERES-NETO, P.R.; JACKSON, D.A. 2001. How well do multivariate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129:169-178.
- PERES-NETO, P.R.; LEGENDRE, P. 2010. Estimating and controlling for spatial structure in studies of ecological communities. *Global Ecology and Biogeography* 19: 174-184.
- PLANTE-CUNY, M.R. 1978. Pigments photosynthétiques et production primaire des fonds meubles néritiques d'une région tropicale (Nosy-Bé, Madagascar). *Station Marine d'Endouane et Centre d'Océanographie*, 3(1): 1-14.
- PORTER, K.G.; FEIG, Y.S. 1980. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25: 943-948.
- ROUSE, G.W.; PLEIJEL, F. 2001. *Polychaetes*. Oxford University Press, Oxford. 354 p.
- SAMPAIO, J.P.; GADANHO, M.; SANTOS, S.; DUARTE, F.L.; PAIS, C.; FONSECA, A.; FELL, J.W. 2001. Polyphasic taxonomy of the basidiomycetous yeast genus *Rhodosporidium*: *Rhodosporidium kra-tochvilovae* and related anamorphic species. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 51: 687-697.
- SAMPAIO, J.P.; INÁCIO, J.; FONSECA, A.; GADANHO, M.; SPENCER-MARTINS, I.; SCORZETTI, G.; FELL, J.W. 2004. *Auriculibuller fuscus* gen. nov., sp. nov. and *Bullera japonica* sp. nov., novel taxa in the Tremellales. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, London, 54(3): 987-993.
- SCHLACHER, T.A.; SCHOEMAN, D.S.; DUGAN, J.; LASTRA, M.; JONES, A.; SCAPINI, F.; MCLACH-LAN, A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29: 70-90.
- SOMERFIELD, P.J.; WARWICK, R.M. 2013. Meiofauna Techniques. pp. 253-284. In: ELEFTHERIOU, A.; MCINTYRE, A. (Eds.) *Methods for the Study of Marine Benthos*. John Wiley & Sons, Ltd, Oxford. 496 p.
- SOMERFIELD, P.J.; WARWICK, R.M.; MOENS, T. 2005. Meiofauna Techniques. pp. 229-272. In: ELEF-THERIOU, A.; MCINTYRE, A. (Eds.) *Methods for the Study of Marine Benthos*. Blackwell Science, Oxford. 444 p.
- SOUSA, E.C.P.M.; TOMMASI, R.L.; DAVID, C.J. 1998. Microphytobenthic primary production, biomass, nutrients and pollutants of Santos Estuary (24oS, 46o20'W). São Paulo, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 41(1): 27-36.
- SOUZA, A.F.C. 2013. Caracterização molecular e avaliação de resistência a chumbo e cádmio em bactérias isoladas de rizosferas de plantas coletadas em Santo Amaro (BA). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, Bahia.
- URBAN, H.J.; CAMPOS, B. 1994. Population dynamics of the bivalves *Gari solida*, *Semele solida* and

- Protothaca thaca* from a small bay in Chile at 36° S. Marine Ecology Progress Series, 115: 93-102.
- VOGT, R.J.; PERES-NETO, P.R.; BEISNER, B.E. 2013. Using functional traits to investigate the determinants of crustacean zooplankton community structure. *Oikos*, 122: 1700-1709.
- WANG, Y.U.; NAUMANN, U.; WRIGHT, S.; WARTON, D. 2012. Mvabund – an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 471-474.
- WARTON, D.I.; WRIGHT, S.T.; WANG, Y. 2012. Distance-based multivariate analysis confound location and dispersion effects. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 89-101.
- WARWICK, R.M.; PLATT, H.M.; SOMERFIELD, P.J. 1998. Free-living marine nematodes Part III Monhysterids. *Nature*, 89: 303.
- WEISBURG, G.W.; BARNS, S.M.; PELLETIER, D.A.; LANE, D.J. 1991. 16S Ribosomal DNA amplification for phylogenetic study. *Journal of Bacteriology*, 173(2): 697-703.
- WHITE, T.M.; BRUNS, T.; LEE, S.; TAYLOR, J. 1990. Amplification and direct sequencing of fungal ribosomal RNA for phylogenetics. pp. 315-321. In: INNIS, M.A., GELFAND, D.H., SNINSKY, J.J., WHITE, T.J. (Eds.) *PCR protocols: a guide to methods and applications*. Academic Press, San Diego, CA. 482 p.
- WORSAAE, K.; ROUSE, G.W. 2008. Is *Diurodrilus* an annelid? *Journal of Morphology*, 269: 1426-1455.
- ZAR, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3^a ed. Prentice-Hall International Editions, New Jersey. 960 p.

Anexo 9.1 – Resumo das variáveis amostradas em cada ambiente por ponto de coleta (estação), nos quatro períodos amostrados.

Variáveis	Baía do Araçá	Canal de São Sebastião	Baía do Araçá
	Entremarés e Sublitoral Interno (0,30– 3m)	Sublitoral Externo (5– 25m)	Manguezal
Localização – GPS			
Temperatura do sedimento	Termômetro digital – início e final da coleta	CT's; Garrafa de Niskin Termômetro digital - início e final da coleta	Termômetro digital - início e final da coleta
Salinidade da água intersticial	Refratômetro óptico	CT's; Garrafa de Niskin; Refratômetro óptico	Refratômetro óptico
Correntes, ondas	ADCT Fundeio (Módulo 5 – Cap. 1)	ADCT Fundeio (Módulo 5 – Cap. 1)	ADCT Fundeio (Módulo 5 - Cap. 1)
A – Granulometria, carbono orgânico total e carbonato de cálcio. B – Metais, fósforo total, nitrogênio.	Cilindro 3,5x20 cm de profundidade 2 amostras (1 A e 1 B – 150ml)/estação (Cap. 2,3)	Cilindro 3,5x20 cm de profundidade 2 amostras (1 A e 1 B –150ml)/estação (Cap. 2,3)	Cilindro 3,5x20 cm de profundidade 2 amostras (1 A e 1 B – 150ml)/estação (Cap. 2,3)
Contaminantes orgânicos	1 amostra (100ml)/estação (Cap. 3)	1 amostra (100 ml)/estação (Cap. 3)	1 amostra (100 ml)/estação (Cap. 3)
Macrofauna Triagem (malha 1,0 – 0,3 mm)	Cilindro 10x20 cm profundidade 4 amostras/estação – 25 estações (EM 17, SI 8) Total de 400 amostras	Multicorer: 10x20 cm profundidade 4 amostras/estação – 12 estações Total de 192 amostras van Veen: 1 amostra/estação – 12 estações Total de 48 amostras Draga: 7 amostras – Total de 28 amostras	Cilindro 10x20 cm profundidade 3 transectos com 8 estações/núcleo 1 amostra/estação Total de 216 amostra/3 núcleos
Meiofauna Triagem: decantação (malha 0,045 cm)	Cilindro 3x5 cm profundidade 1 amostra/estação – 25 estações (EM 17, SI 8) Total de 100 amostras	Cilindro 3x5 cm profundidade 1 amostras/estação – 12 estações Total de 48 amostras	—————
Microfitobentos	Cilindro 2x1 cm profundidade 5 amostras/estação – 25 estações (EM 17, SI 8) Total de 500 amostras	Cilindro 2x1 cm profundidade 5 amostras/estação – 12 estações Total de 240 amostras	Cilindro 2x1 cm profundidade 5 amostras/estação Total de 360 amostras
Micro-organismos	100 gramas de sedimento 1 amostra/estação – 25 estações (EM 17, SI 8) Total de 100 amostras	100 gramas de sedimento 1 amostra/estação – 12 estações Total de 48 amostras	—————

10 – SISTEMA BENTÔNICO: SUBSTRATO CONSOLIDADO

Gustavo M. Dias, André Luiz Pardal-Souza, Karina Kitazawa,
Fabiane Gallucci, Gustavo Fonseca, Ronaldo Christofolletti

10.1 INTRODUÇÃO

Os costões rochosos representam uma pequena porção da Baía do Araçá, sendo formados por paredões e rochas soltas de diversos tamanhos. Este habitat apresenta grande complexidade de microhabitats (Figura 10.1), o que pode elevar a diversidade biológica e ainda permitir que sejam encontrados representantes de filos exclusivos desses microhabitats. Os costões rochosos se conectam com os demais habitats da baía e funcionam como local de alimentação para diversas espécies de peixes e crustáceos. Assim, sua importância não se restringe apenas aos organismos bentônicos que ali ocorrem, mas também como fonte de recursos alimentares para níveis tróficos superiores. Desta forma, com base neste panorama inicial, e apesar de sua pequena extensão quando comparada ao substrato inconsolidado, foram realizados alguns estudos nos costões rochosos para avaliar a importância desse habitat para a biodiversidade e funcionamento da Baía do Araçá.

Nosso objetivo principal foi o levantamento da biodiversidade nos costões rochosos da Baía do Araçá e também entender como a possível expansão portuária poderia afetar o funcionamento deste habitat e, por consequência, dos demais ambientes. Os estudos que aqui iremos apresentar não foram todos definidos *a priori*. Estes foram propostos e desenvolvidos em etapas diferentes, em decorrência dos resultados das etapas anteriores e do entrosamento da equipe. Um ponto importante é que todas as perguntas sempre tiveram como objetivo contribuir para o conhecimento da Baía do Araçá e para as discussões sobre os conflitos de manejo e expansão portuária, mas também gerar dados cientificamente interessantes para a comunidade científica nacional e internacional como um todo, trazendo a Baía do Araçá como um modelo de estudo que possa ser replicado em diferentes regiões. Assim, neste capítulo, apresentaremos o processo de construção das ideias e perguntas científicas e os métodos utilizados, de forma a contribuir para quem tenha interesse em adaptar e aplicar em estudos semelhantes sobre substratos consolidados de outras regiões.

Inicialmente, nosso objetivo era conhecer a biodiversidade dentro da baía. Com uma abordagem descritiva por busca ativa, fizemos o levantamento da biodiversidade nos substratos consolidados dentro da Baía do Araçá, avaliando todos os costões rochosos naturais e o enrocamento do porto. Nesta etapa, amostramos os organismos bentônicos associados a costões rochosos e a substratos biológicos secundários, como as macroalgas, em diferentes momentos, de forma a aumentar as chances de detecção de espécies que variassem em abundância sazonalmente. Além disso, iniciamos uma avaliação da variação temporal da cobertura das comunidades sésseis em diferentes alturas nos costões rochosos naturais. Essas comunidades, além de classificadas pela composição de espécies, foram avaliadas quanto aos grupos funcionais como filtradores (por exemplo, mexilhões e cracas) e produtores primários (por exemplo, macroalgas). Além de contribuir para o entendimento da dinâmica temporal dessas comunidades no litoral norte paulista, esta abordagem funcionaria como um elo para que pesquisadores de outras regiões pudessem entender melhor a Baía do Araçá, uma vez que os grupos funcionais são basicamente os mesmos ao longo de todo o mundo, mesmo quando compostos por espécies diferentes.

Logo na primeira coleta, observamos que uma mesma macroalga, que serve de substrato biológico secundário, estava presente nos costões rochosos e nos pneumatóforos de mangue. Decidimos comparar a fauna associada a estes substratos biológicos dividindo-a em macro e meiofauna, de forma a entender como a variação de habitat do substrato secundário poderia influenciar na composição de organismos de diferentes tamanhos e capacidade de locomoção. Na mesma amostragem, também comparamos a macrofauna e meiofauna em relação à variação da complexidade do substrato secundário somente nos costões rochosos, utilizando a variação do substrato composto pelas macroalgas e esponjas mais abundantes.

A partir dos primeiros resultados na etapa inicial, foi verificada uma diminuição da densidade e o aumento do tamanho das cracas do gênero *Chthamalus* ao longo do gradiente formado da entrada para o fundo da baía. A distância linear entre estes extremos é menor do que 1km, e não esperávamos encontrar uma variação tão grande nesta pequena escala espacial. Com base nesta observação, iniciamos um estudo sobre os processos reguladores das populações das cracas, que poderiam ser um bom modelo de estudo da dinâmica espacial da Baía do Araçá e também um modelo de estudo para comparação com outras regiões, já que espécies similares de cracas são encontradas ao redor de todo o mundo. Esta etapa foi acompanhada por amostragens contínuas do recrutamento em três costões rochosos ao longo do gradiente ambiental, e também pela avaliação da sobrevivência e crescimento das cracas por meio de um experimento no qual fragmentos de rocha foram translocados entre a entrada e o fundo da baía e acompanhados por um período de 22 meses.

Nesta mesma época, após o conhecimento inicial da biodiversidade, e começando os estudos de funcionamento dos ecossistemas, ainda nos questionávamos sobre as possíveis alterações causadas pela proposta de sombreamento artificial neste ambiente. Assim, no âmbito da expansão eminente do porto sobre a baía, iniciamos uma etapa experimental para testar as consequências da mudança no regime de luz e temperatura causado pelo sombreamento para as comunidades bentônicas de costão rochoso, considerando tanto os padrões de cobertura das comunidades, como o recrutamento das cracas como modelo de processo a ser influenciado.

Por fim, uma vez que foram encontradas diferenças na estrutura de tamanho e densidade das cracas ao longo do gradiente ambiental da baía, também nos questionamos quanto à possibilidade desse gradiente selecionar diferentes espécies incrustantes em alturas mais baixas do costão rochoso. Nesta etapa, usamos a franja do infralitoral como modelo para um novo estudo experimental para testar a contribuição do gradiente ambiental para a heterogeneidade de espécies dentro da Baía do Araçá. Esse tipo de dado é extremamente importante para o manejo da região, uma vez que a Baía do Araçá, por ser muito heterogênea, qualquer alteração antrópica que diminua sua área resultaria em perda de biodiversidade.



Figura 10.1. Costão rochoso na Baía do Araçá

10.2 BIODIVERSIDADE NOS SUBSTRATOS CONSOLIDADOS DA BAÍA DO ARAÇÁ

Um dos principais objetivos do projeto foi a caracterização específica dos organismos que ocorrem na Baía do Araçá. Para conhecer a riqueza de espécies associada aos substratos consolidados, uma equipe de pesquisadores percorreu os costões rochosos da entrada da baía, próximos à Ponta do Araçá, na Ilha de Pernambuco; no costão rochoso no fundo da baía, próximo à saída do córrego Mãe Isabel e ao substrato artificial formado por matacões (enrocamento) próximo ao porto (Figura 10.2), registrando a ocorrência de espécies comuns e coletando amostras de macrofauna e macroalgas para posterior identificação. Essa amostragem foi realizada em diferentes épocas, por um período de quase 2 anos, possibilitando que espécies efêmeras e que tenham ciclo de vida curto pudessem ser amostradas. Nossa amostragem seguiu a frequência temporal dos demais habitats bentônicos possibilitando integrar o conhecimento da dinâmica da Baía, ocorrendo em outubro de 2012; fevereiro, julho e novembro de 2013 e março e junho de 2014.

Para cada amostra, registramos o local de coleta, o microhabitat de ocorrência do organismo e a altura do costão rochoso (supralitoral, mediolitoral e infralitoral). Na interface com o substrato não consolidado, os seixos encontrados foram revirados e organismos sésseis e vágeis ocupando esses microhabitats foram amostrados. A presença de taxonomistas especialistas em alguns dos grupos de organismos de costão rochoso durante as coletas foi fundamental para uma descrição mais abrangente desta biodiversidade devido às diferentes experiências com coletas e microhabitats que eventualmente passariam despercebidos para outros pesquisadores.

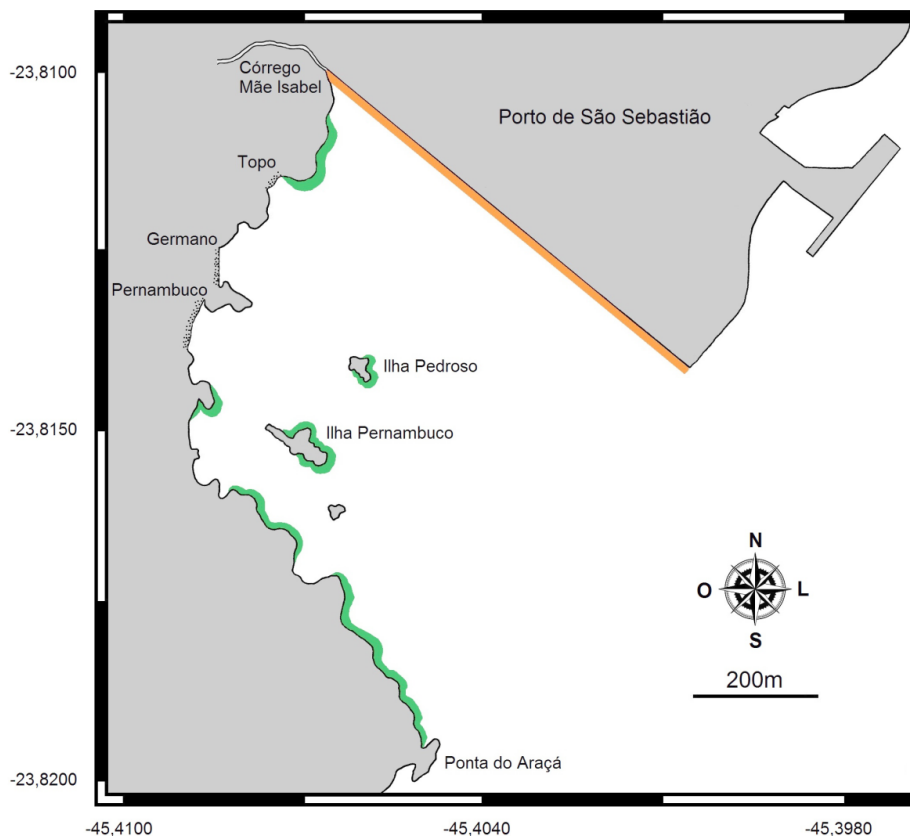


Figura 10.2. Mapa da região da Baía do Araçá, evidenciando os substratos naturais (verde) e artificiais (laranja) onde foram conduzidas as amostragens.

Cada amostra foi individualizada e levada ao Centro de Biologia Marinha da USP para o processamento. Todos os exemplares de macrofauna coletados foram anestesiados em função de recomendações de especialistas ou da literatura (MgCl ou mentol), e preservados em álcool 70%, enquanto as amostras de macroalgas foram fixadas em formalina 10% em água do mar. O sedimento associado aos organismos amostrados, principalmente macroalgas, esponjas e briozoários arborescentes, também foi explorado sob estereomicroscópio para obtenção de exemplares de organismos da meiofauna, enquanto estes ainda se encontravam vivos. Em seguida, as amostras foram separadas por grupos taxonômicos e, quando possível, separadas em morfo-espécies para posterior identificação. Todo o material amostrado foi depositado nos Museus de Zoologia da USP e da UNICAMP, a partir dos quais foram encaminhados para os taxonomistas para identificação; resultando, ao final do projeto, na lista de espécies de substrato consolidado da Baía do Araçá.

10.3 VARIAÇÃO TEMPORAL DA BIOTA DE COSTÕES ROCHOSOS

Esta parte do projeto visou obter amostras quantitativas que permitam a descrição da variação temporal da cobertura de organismos incrustantes ao longo do gradiente de exposição ao ar (infralitoral-supralitoral). Para isso, estimamos a cobertura dos organismos nos costões rochosos localizados na entrada da baía, próximos à Ponta do Araçá, na Ilha de Pernambuco e no fundo da baía, próximo à saída do córrego, em cada um dos períodos amostrais descritos no item anterior. Em cada costão rochoso, consideramos três alturas com base na presença de grupos funcionais: 1. Franja do supralitoral, caracterizada pela dominância das cracas filtradoras *Chthamalus bisinulatus*; 2. Mediolitoral, caracterizado pela presença da craca filtradora *Tetrachites talactifera* e 3. Franja do infralitoral, com dominância de produtores primários caracterizados por uma assembleia de algas do tipo *turfing* (Figura 10.3). No costão rochoso do fundo da baía próximo ao córrego Mãe Isabel, não há substrato consolidado no mediolitoral e na franja do infralitoral em função da altura que o sedimento atinge no costão, de forma que nesta área documentamos a cobertura dos organismos apenas na franja do supralitoral.

Em cada altura de cada costão rochoso utilizamos 20 parcelas de 10 x 10 cm, que foram dispostas ao acaso (Brower *et al.* 1997). Cada parcela foi então fotografada para quantificação da cobertura de organismos incrustantes. Para descrição da zonation em costão rochoso, as abordagens tradicionais – como o rebatimento de parcelas – não se adequaram muito bem na Baía do Araçá, uma vez que o costão é extremamente irregular e, na maioria das vezes, é invadido por areia durante o período de ressaca. Desta forma, a quantificação da cobertura foi realizada independentemente em cada faixa de altura do costão rochoso, com amostragens ao acaso. A partir das fotografias das comunidades nas três faixas do entremarés, quantificamos a cobertura dos organismos incrustantes e a área total ocupada no programa CPCe (Kohler & Gill 2006), a partir de 100 intersecções.

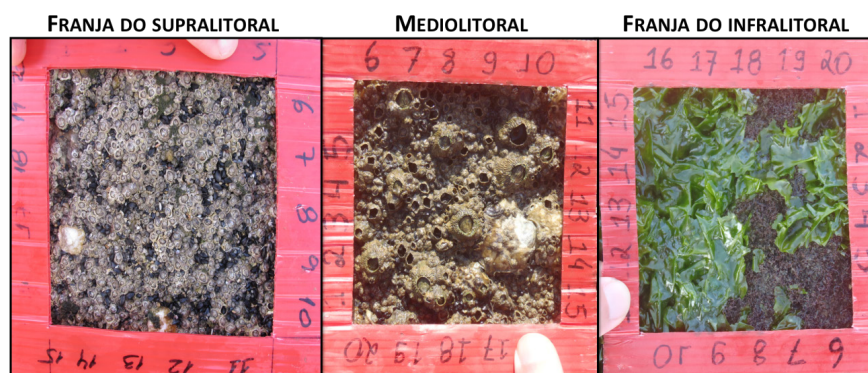


Figura 10.3. Amostragem nas três alturas dos costões rochosos.

Nesta etapa, também tivemos como objetivo quantificar a biomassa total, a qual seria um dado importante para o entendimento da contribuição dos costões rochosos no fluxo de energia e funcionamento do ecossistema da Baía do Araçá, por meio da modelagem ecológica realizada como parte integradora do *Biota-Araçá*. Em cada amostragem delimitamos na região próxima à Ponta do Araçá e na Ilha de Pernambuco, cinco parcelas de 10 x 10 cm em cada faixa de altura do costão rochoso, onde todos os organismos incrustados foram raspados e fixados em álcool 70%. A biomassa por unidade amostral foi quantificada secando a amostra em estufa a 60°C por 24 horas. As amostras foram então pesadas e incineradas a 500°C, em forno mufla, por 4 horas. A massa de matéria orgânica por amostra foi obtida pela diferença entre o peso antes e depois da incineração.

Para estimarmos a área total do costão rochoso e podermos extrapolar a biomassa total de organismos sésseis dos costões rochosos do Araçá, a cada 20 metros medimos a extensão de cada uma das três faixas do entremarés no costão da entrada da baía e da Ilha de Pernambuco, estendendo uma trena da porção superior da franja do supralitoral até a interface rocha-sedimento no infralitoral. A partir desses dados, pudemos calcular a área total de costão rochoso e a biomassa total em cada uma das faixas do costão, em cada momento de amostragem, multiplicando a biomassa média por faixa durante cada amostragem pela área total de cada faixa do entremarés, a qual foi calculada pela área do polígono formado a partir das medidas de extensão das faixas.

Para entender a dinâmica temporal e as diferenças na área de cobertura ocupada pelos organismos incrustantes, os dados foram representados com escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) e comparados estatisticamente entre zonas do entremarés, entre áreas (Ponta do Araçá e Ilha de Pernambuco) e momento de amostragem (2012, 2013 e 2104), por meio da análise de variância permutacional (Anderson 2001). A biomassa média por 100 cm² também foi comparada entre áreas e momento de amostragem por análise de variância.

10.4 MACROFAUNA E MEIOFAUNA ASSOCIADA A SUBSTRATOS BIOLÓGICOS

Para avaliar a importância da complexidade do substrato e do ambiente em que este substrato está inserido, sobre a estrutura da comunidade de animais da macro e da meiofauna nós realizamos duas amostragens distintas. Na primeira nós obtivemos amostras da fauna associada a um mesmo substrato, a alga *Bostrychia* sp., em dois locais próximos, mas estruturalmente diferentes: 1. o costão rochoso da Ilha de Pernambuco e 2. pneumatóforos da árvore *Laguncularia racemosa* na mancha de mangue, também na Ilha de Pernambuco. Por se tratar do mesmo substrato em locais diferentes, a comparação destas comunidades nos permitiu avaliar a importância do ambiente para a riqueza, composição e estrutura da comunidade. Na segunda amostragem, nós delimitamos 12 áreas de 10 x 10 cm no entremarés do costão rochoso da Ilha de Pernambuco, as quais foram divididas igualmente em três níveis de complexidade do substrato. Do mais simples para o mais complexo, nós obtivemos quatro amostras contendo apenas o *turfing* de algas (*Turf*), quatro amostras com o *turfing* de algas mais a macroalga *Caulerpa racemosa* (*Turf* + Alga) e por último, quatro amostras com o *turfing* de algas, *C. racemosa* e a esponja *Hymeniacidon heliophila* (*Turf* + Alga + Esponja) (Figura 10.4).

Cada amostra de substrato biológico foi acondicionada em saco plástico, levada para o CEBIMar e fixada em formalina 10%. O volume de cada amostra foi medido por deslocamento de coluna em provetta graduada. Em seguida, cada amostra foi então agitada três vezes por um agitador ultrasônico, durante um minuto, para desprender a fauna das macroalgas (Danovaro & Fraschetti 2002) e então peneiradas em malhas de 500 µm e 45 µm, para separar macro e meiofauna, e cada um dos grupos foi acondicionado separadamente. A meiofauna foi extraída por flotação com uso de sílica coloidal (Ludox TM-50), diluída à

gravidade específica de 1.18 (Heip *et al.* 1985) e dividida em quatro subamostras com um quarteador rotativo, aparelho que divide a amostra em subamostras de volume iguais. Para cada amostra, uma subamostra correspondendo a $\frac{1}{4}$ do seu volume original foi selecionada e corada com Rosa de Bengala. Desta subamostra, todos os indivíduos foram contados e identificados em nível de grandes grupos (exemplo: filo, classe) sob estereomicroscópio. Particularmente para o filo Nematoda, 10% do total de indivíduos por subamostra foram amostrados aleatoriamente, retirando todos os indivíduos presentes em um mesmo campo de visão. Os nematodas foram então montados em lâminas permanentes, identificados a nível genérico e separados em morfoespécies. Representantes da macrofauna foram triados, quantificados e classificados em grandes grupos sob estereomicroscópio.

Os dados de abundância da meiofauna e macrofauna foram primeiramente ponderados para o volume total de substrato, de forma que diferenças entre tratamentos não sejam apenas os resultados do volume amostrado, que pode variar em função das diferentes formas de crescimento dos substratos.



Figura 10.4. Tipos de substrato avaliados quanto à comunidades de organismos associados, incluído macro e meiofauna.

Os dados de abundância ponderada foram utilizados para a criação de uma matriz de similaridade entre amostras. Tanto amostras de *Bostrychia* sp. quanto amostras do costão rochoso foram inicialmente analisadas em conjunto e, em seguida, analisadas separadamente. A similaridade entre amostras foi representada com escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), a partir da matriz de similaridade com dados transformados para a raiz quadrada. As diferenças entre locais (amostragem 1) e entre substratos com diferentes graus de complexidade (amostragem 2) foram testadas por análise de variância permutacional (PERMANOVA). Os grupos taxonômicos responsáveis pelas diferenças observadas entre locais e complexidades foram acessados pela análise SIMPER.

10.5 VARIAÇÃO DA DINÂMICA POPULACIONAL DA CRACA *CHTHAMALUS BISINUATUS* EM PEQUENA ESCALA ESPACIAL

Nesta etapa, foram avaliadas a variação espaço-temporal da abundância e do tamanho médio dos indivíduos das populações adultas de cracas da franja do supralitoral, bem como o recrutamento e crescimento das cracas. Os estudos foram realizados nos costões rochosos no interior da Baía do Araçá, conforme descrito no item 7.2. Para a avaliação das populações adultas, 20 quadrados de 10 x 10 cm foram fotografados em cada uma das 3 áreas de interesse (costão rochoso próximo à Ponta do Araçá na entrada da baía, costão rochoso da Ilha de Pernambuco na região intermediária da baía e costão rochoso próximo à saída do córrego Mãe Isabel, no fundo da baía) em cada período de coleta. As amostragens foram realizadas aleatoriamente

na franja do supralitoral, dominada pela craca *Chthamalus bisinuatus*.

Os estudos experimentais de recrutamento e crescimento foram iniciados em fevereiro de 2014 e encerrados em dezembro de 2015. Para avaliação do recrutamento, dois métodos distintos foram utilizados: 1. para acompanhar o recrutamento inicial e crescimento das cracas, 20 áreas de 5 x 5 cm, em cada costão rochoso de interesse, foram raspadas para avaliação do recrutamento de novos indivíduos. A partir desta data, amostragens fotográficas mensais foram realizadas nos mesmos quadrados para acompanhar o recrutamento e também o crescimento dos recrutas. Paralelamente, foram realizadas amostragens mensais de recrutamento, utilizando placas de recrutamento feitas de acrílico de 5 x 5 cm ($n = 5$ por costão rochoso), revestidas com fita adesiva antiderrapante cinza 3M™ *Safety Walk* (Minnesota, EUA). Essas placas foram parafusadas na zona de dominância de *Chthamalus bisinuatus*, sendo trocadas a cada mês (Figura 10.5).



Figura 10.5. Placas de acrílico com fita adesiva antiderrapante utilizadas para quantificação do recrutamento das cracas *Chthamalus bisinuatus*

Para testar a variação de crescimento das cracas entre os costões rochosos extremos, na entrada e no fundo da baía, realizamos um experimento de transplante. Para tal, em fevereiro de 2014, aproximadamente 60 áreas de 10 x 10 cm foram raspadas no costão rochoso da entrada da baía, próximo à Ponta do Araçá. Todas as raspagens foram realizadas em uma mesma área de aproximadamente 2 m², em um mesmo tipo de substrato rochoso. Em abril de 2014, após o recrutamento inicial de uma coorte larval nestes substratos, as áreas centrais de cada quadrado amostral foram removidas em cilindros de aproximadamente 7 cm de diâmetro e 3 cm de profundidade, utilizando furadeiras e brocas do tipo serracopo diamantadas. Todos os discos rochosos foram transportados para o laboratório e permaneceram por 15 dias em tanques com água do mar corrente.

Após o período em laboratório, com todos os cilindros mantidos sobre mesmas condições ambientais, determinou-se a abundância de recrutas vivos por cilindro rochoso. A partir da variação de abundância, eles foram classificados em um gradiente de densidade de recrutas, considerando-se um gradiente contínuo de maior para menor densidade. Quando necessário, recrutas foram removidos com o auxílio de pinças, de forma a atingir o gradiente de densidade. Em seguida, os cilindros rochosos foram divididos ao acaso em dois grupos, respeitando-se o mesmo gradiente de densidade entre eles. Cada grupo de cilindros retornou para campo, sendo um fixado no costão rochoso da entrada da baía e outro no costão rochoso do fundo da baía. No da entrada da baía, retornamos os cilindros rochosos para a mesma região de onde foram retirados,

nas quais já se encontravam os espaços nas rochas. Para o do fundo da baía, cilindros de mesmo tamanho das rochas originais foram removidos e substituídos pelos cilindros transportados com recrutas. Todos os cilindros foram fixados com o uso de massa epóxi Tubolit, com o máximo de cuidado para que a área superior do cilindro não fosse coberta pela massa. A partir do transplante, amostragens fotográficas mensais foram realizadas para acompanhar o crescimento dos recrutas (Figura 10.6).



Figura 10.6. Cilindros de rochas translocados entre costões da entrada e do fundo da Baía do Araçá.

A densidade e o tamanho dos indivíduos, estimados pelo diâmetro do opérculo, foram obtidos em laboratório, utilizando o *software* ImageJ. Para as amostragens das populações adultas, todas as cracas em cada quadrado amostral foram mensuradas. Com relação ao recrutamento, na amostragem nas áreas raspadas, todos os recrutas foram considerados no primeiro mês e, a partir de então, 10 recrutas aleatoriamente selecionados no primeiro mês foram mensalmente mensurados, sendo identificados de acordo com a sua posição no quadrado amostral e, quando necessário, utilizando-se de características específicas de cada indivíduo. A mesma abordagem foi utilizada nos experimentos de transplante para avaliar o crescimento das cracas. Nas amostragens de recrutamento com placas, todos os recrutas de *Chthamalus bisinuatus* foram contados mensalmente, e a taxa de recrutamento foi calculada de acordo com o número de recrutas em relação ao número de dias que as placas ficaram em campo.

A variação no tamanho dos indivíduos da craca *C. bisinuatus* foi comparado entre a entrada e o fundo da baía por uma análise de amostras repetidas. Já a sobrevivência foi avaliada por teste t, após transformação dos dados para o arcoseno da raiz quadrada.

10.6 TESTE DOS EFEITOS DO SOMBREAMENTO SOBRE A COMUNIDADE INCRUSTANTE

Com a finalidade de investigar o efeito do sombreamento sobre a comunidade biológica de costões rochosos, um experimento foi montado na Ilha de Pernambuco. As variáveis respostas medidas foram a biomassa do biofilme, que corresponde à camada de micro-organismos sobre a rocha, a organização da comunidade macrobentônica e o recrutamento larval. A manipulação consistiu em simular a presença de um porto suspenso, conforme proposta em vigor para a expansão portuária. Para isso, elaboramos três tratamentos, os quais foram implantados em duas alturas do entremarés (franja do infralitoral e franja do supralitoral) em

setembro de 2014. O tratamento *sombreado* foi confeccionado com placas de madeira (compensado de cedro naval, 40 x 40 cm) sustentadas por hastes de aço inox (~ 8 cm de altura), formando uma estrutura similar a um telhado. O tratamento *controle processual* consistiu em estruturas similares à descrita anteriormente, porém o telhado foi simulado com o uso de placas de acrílico no lugar das de madeira, permitindo a passagem de luz (~ 90%) (Figura 10.7). Este tratamento foi criado para separar o efeito da manipulação sobre a luminosidade e hidrodinâmica, uma vez que as estruturas utilizadas (madeira e acrílico) também podem alterar o fluxo de água. Dentro da área sob influência da manipulação (40 x 40 cm), parafusos identificavam a área amostral (10 x 10 cm) na região central. Por fim, o tratamento *controle* foi estabelecido por meio da marcação com parafusos de áreas amostrais não manipuladas (10 x 10 cm).

As áreas amostrais foram determinadas ao acaso em cada uma das duas alturas da maré. Posteriormente, cinco réplicas de cada tratamento foram alocadas aleatoriamente, distribuídas por meio de sorteio. A cada 15 dias, aproximadamente, as placas de acrílico eram cuidadosamente limpas, para assegurar a passagem de luz. Estruturas danificadas ou removidas por ação das ondas eram repostas imediatamente após a constatação. Isso foi comum ao longo do experimento para as estruturas de acrílico, mas nunca aconteceu para as estruturas de madeira.



Figura 10.7. Experimento de sombreado evidenciando unidades amostrais controle processual (à direita) e tratamento sombreado (à esquerda).

Para avaliar o efeito do sombreado no meio físico e a eficiência da nossa manipulação, nós instalamos sensores de luminosidade e temperatura (sensores *HOBO*[®], modelo *UA-002-08*: Onset Computer Corporation, Massachusetts, EUA; n = 2, por tratamento) nas estruturas presentes em ambas as alturas da maré (franja do infralitoral e franja do supralitoral). Nos tratamentos controle processual e sombreado, os sensores foram parafusados na rocha sob as estruturas, enquanto que, no tratamento controle, estes foram fixados próximos às réplicas (áreas identificadas com parafusos). Os sensores permaneceram na franja do infralitoral por 42 dias (entre 9 de outubro e 19 de novembro de 2014), e por 27 dias na franja do supralitoral (entre 20 de março e 17 de abril de 2015), realizando medições de hora em hora.

A biomassa do biofilme epilítico (definido conforme Anderson 1995) foi estimada por um método de sensoriamento remoto aplicado em campo (adaptado de Murphy *et al.* 2005, 2006, 2009, Murphy & Underwood 2006). De forma geral, esta técnica consiste na captura de imagens nos comprimentos de onda ‘próximos ao infravermelho’ (NIR, do inglês: *near infra-red*) (790-890 nm) e azul (440-490 nm). As células das microalgas refletem a luz NIR, porém a clorofila-*a* absorve a luz azul. Dessa forma, a razão entre as refletâncias destes comprimentos de onda (NIR:azul) é diretamente proporcional à concentração de clorofila-*a* na superfície da rocha (Murphy *et al.* 2005, 2006). Assim, com o uso da seguinte equação (NIR – azul/ NIR + azul) obtém-se o ‘NDVI’ (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada), índice amplamente utilizado como um estimador da ocorrência de superfícies vegetadas (Murphy 2014). Este índice varia entre os

valores de +1 e -1, sendo que valores positivos referem-se a superfícies com presença de clorofila-*a*; valores próximos de 0 representam rocha sem biofilme, enquanto que valores negativos ocorrem quando há excesso de água na imagem (Bryson *et al.* 2013). Para a aplicação dessa técnica, utilizamos uma câmera digital (Canon Canada Inc., Mississauga, Ontario, Canada) profissionalmente modificada (<http://maxmax.com>) (New Jersey, EUA), na qual o canal vermelho foi alterado para tornar-se sensível ao comprimento de onda NIR.

Como a franja do infralitoral é dominada por macroalgas, o biofilme foi amostrado nas áreas identificadas de 10 x 10 cm apenas na franja do supralitoral, sobre os macrorganismos incrustantes que ocupam esta faixa nos tempos 0, 15, 29, 44, 73, 149, 191 e 220 dias após a manipulação. No caso dos tratamentos *sombreado* e *controle processual*, os telhados eram momentaneamente removidos para o monitoramento, sendo repostos em seguida. Todas as fotografias foram capturadas com o bloqueio da luz solar direta, com a utilização de um rebatedor de *flash*. Esse procedimento foi realizado para diminuir a influência da luminosidade do momento da amostragem na resposta óptica do biofilme e evitar a saturação das imagens (excesso de luz). Além disso, a luminosidade foi corrigida antes da captura de cada foto com um cartão profissional de padronização de balanço de branco (cinza 18%).

Para avaliar os efeitos sobre a comunidade macrobentônica, as amostragens foram realizadas por meio de fotografia das áreas de 10 x 10 cm, identificadas com parafusos fixos à rocha em ambas as faixas de altura no costão rochoso. Amostramos os macrorganismos bentônicos da franja do supralitoral nos mesmos tempos que o biofilme (0, 15, 29, 44, 73, 149, 191 e 220 dias), uma vez que as mesmas fotos foram utilizadas para obtermos as duas variáveis respostas. A franja do infralitoral foi amostrada nos dias 0, 15, 29, 75, 191 e 221, em função das condições de maré que impossibilitou acessar a região mais baixa do costão rochoso em algumas datas. No caso dos tratamentos *sombreado* e *controle processual*, os telhados eram momentaneamente removidos para o monitoramento.

Para avaliar o efeito do sombreamento sobre o recrutamento larval, nós utilizamos placas de acrílico de 8 x 8 cm, revestidas com fita adesiva antiderrapante cinza (3M™ *Safety Walk*, Minnesota, EUA). Essas placas foram parafusadas na franja do supralitoral, sob as estruturas nos tratamentos *controle processual* e *sombreado*; e próximo às réplicas no tratamento controle, sendo trocadas, aproximadamente, a cada mês.

Após serem retirados do campo, os sensores foram levados para laboratório, lavados com água corrente e os dados passados para computador utilizando o *software* HOBOWare®. Nós utilizamos a média diária da luminosidade e temperatura como réplicas para compará-las entre os tratamentos ao longo dos dias. Para ambas as variáveis, a média foi calculada apenas para os períodos de luz (6 às 18hs), pois consideramos que esse é o horário em que o sombreamento afeta a comunidade biológica.

A comparação da luminosidade (lux) e temperatura (°C) entre os tratamentos foi realizada separadamente para cada faixa de zonação (franja do infralitoral e franja do supralitoral) por meio de uma análise de variância de amostras repetidas (ANOVA-AR). O modelo considerou os fatores ‘tratamento’ (3 níveis: controle, controle processual e sombreado) e ‘tempo’ (níveis variáveis dependendo da faixa de zonação). O teste de esfericidade de Mauchly foi aplicado para avaliar a premissa de autocorrelação temporal. Nos casos em que essa premissa foi violada, nós aplicamos o ajuste épsilon de Greenhouse-Geisser para corrigir as significâncias estatísticas. Quando pertinentes, as análises *a posteriori* foram realizadas pelo teste *Student-Newman-Keuls* (SNK).

Para a avaliação sobre a biomassa de biofilme, cada imagem digital RGB foi analisada no *software* MATLAB® (MATrix LABoratory, Mathwork Inc., Massachusetts, EUA) para extração dos pixels dos comprimentos de onda NIR e azul, e cálculo do NDVI, conforme a equação ($NDVI = (NIR - azul)/(NIR + azul)$). Para a visualização da distribuição do biofilme ao longo de cada foto, geramos imagens falsa-cor. A variável-resposta utilizada como estimador da biomassa de biofilme foi o NDVI médio (soma do NDVI de cada pixel/número total de pixels) de cada imagem (100 cm²). O efeito dos diferentes tratamentos na biomassa do biofilme, ao longo do experimento, foi testado por meio de uma ANOVA-AR, conforme modelo

e procedimentos estatísticos descritos previamente. Nesse caso, o fator tempo teve 8 níveis.

Com relação à comunidade macrobentônica, a abundância dos táxons presentes em cada faixa de zonação (franja do infralitoral e franja do supralitoral) foi estimada como porcentagem de cobertura a partir de uma matriz com 100 intersecções por foto, no *software* CPCe (Kohler & Gill 2006). Consideramos somente os organismos sésseis visíveis dentro dos quadrados, sem a remoção do substrato secundário. Como a comunidade foi dominada por poucos táxons no decorrer de todo o experimento, avaliamos o efeito do sombreamento na cobertura de macroalgas (agrupadas em um único grupo funcional) e rocha nua (franja do infralitoral) da craca *Chthamalus bisinuatus* e ostras (franja do supralitoral).

A porcentagem de cobertura de macroalgas e rocha nua (franja do infralitoral) e de *Chthamalus bisinuatus* e ostras (mediolitoral superior) foram transformadas para arco-seno da raiz quadrada. A comparação da cobertura de cada variável-resposta foi realizada separadamente por meio de uma ANOVA-AR, conforme modelo e procedimentos estatísticos descritos acima. Nessa análise, o fator tempo teve 6 níveis.

Após serem retiradas do campo, as placas de recrutamento foram levadas para laboratório e mantidas congeladas até as análises. Sob estereomicroscópio, os recrutas foram identificados e quantificados. Foi possível identificar recrutas das cracas *Chthamalus bisinuatus* e *Amphibalanus* sp. e de ostras. Utilizamos como variável resposta a taxa de recrutamento larval, isto é, o número de recrutas dividido pelo número de dias que a placa ficou em campo. A comparação da taxa de recrutamento de cada um dos táxons identificados entre os tratamentos foi realizada por meio de uma ANOVA fatorial de 2 vias, considerando os fatores tratamento (fixo, 3 níveis) e mês (aleatório, 6 níveis). A homogeneidade de variância dos dados foi avaliada com o uso do teste de Cochran. Uma vez que a premissa foi violada, transformamos os dados, porém, ainda assim, eles permaneceram heterocedásticos. Apesar disso, a ANOVA ainda foi utilizada. As análises *a posteriori*, quando pertinentes, foram realizadas pelo teste de SNK.

10.7 IMPORTÂNCIA DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL PARA A ESTRUTURA DA COMUNIDADE INCRUSTANTE DA FRANJA DO INFRALITORAL

Como a maior diversidade específica em costões rochosos está em habitats crípticos da região da franja do infralitoral, nós avaliamos como as comunidades nesses habitats variam no gradiente ambiental da Baía do Araçá. Para nossos estudos, nós desenvolvemos uma metodologia de amostragem de organismos incrustantes na franja do infralitoral, considerando que o gradiente de condições ambientais na baía deve exercer pressão não apenas sobre a estruturação das populações, mas também na biodiversidade, selecionando diferentes espécies devido ao aumento da heterogeneidade ambiental. Assim, comparamos a região da entrada e do fundo da baía correlacionando as diferenças nas comunidades com diferentes variáveis ambientais nessas duas regiões.

Nesta etapa, mensalmente, de dezembro de 2015 a novembro de 2016, nós caracterizamos a ocorrência das espécies de organismos incrustantes por meio de fotografias de cinco parcelas de 50 x 50 cm, escolhidas aleatoriamente em cada uma das regiões. Em cada parcela, todas as rochas foram removidas do substrato e fotografadas com uma escala e então retornadas ao seu local de origem. Para caracterizar a disponibilidade de substrato, as condições físicas e a comunidade incrustante, para cada parcela todas as rochas foram classificadas em granito e basalto e a área da sua face inferior e lateral não coberta por algas foram medidas. A partir desses dados foi estimada a área de substrato rochoso total disponível na entrada e no fundo da Baía do Araçá e a composição e riqueza de espécies foi estimada a partir das fotos e comparada entre áreas.

Para avaliar o assentamento e recrutamento da comunidade incrustante nas duas regiões, inicialmente foram utilizadas unidades amostrais construídas com concreto, as quais foram prontamente destru-

ídas por pessoas da região. Foi então testado uma metodologia mais discreta, usando placas de PVC pretas parafusadas na franja do infralitoral. Essa segunda metodologia também não permitiu a quantificação de recrutamento e assentamento, uma vez que as amostras ficaram muito tempo expostas ao ar por conta das marés baixas. Só então foram utilizados canos de PVC de 6 cm de diâmetro e 15 cm de comprimento presos a uma base plástica para aumentar sua estabilidade. Cada cano foi protegido contra potenciais predadores por sacos feitos com sombrite de malha de 0,5 cm, os quais também foram utilizados para reter pedras da própria região, que aumentaram a estabilidade e camuflagem da amostra. Cada amostra foi disposta horizontalmente na franja do infralitoral, de forma que as duas extremidades dos canos estiveram expostas à circulação da água do mar e à entrada das larvas.

Mensalmente, foi disposta no interior do cano de PVC uma folha de acetato de 10 x 10 cm lixada e aderida à parede interna superior do cano para assentamento das larvas. A folha de acetato permaneceu submersa por quatro dias quando então foi removida e levada para o laboratório em containers com água do mar. Para avaliar a estrutura de recrutas, considerando os efeitos pós-recrutamento, após a remoção dos acetatos de 4 dias, novos acetatos foram dispostos nos canos e retirados após um mês, de forma que os dados obtidos após quatro dias representam o assentamento, enquanto aqueles obtidos após 30 dias tratam sobre o recrutamento larval, considerando a mortalidade pós-assentamento (Figura 10.8). Essa metodologia permitiu a padronização do esforço amostral nas duas regiões e o acesso das comunidades que se desenvolvem sob-rochas, as quais são normalmente subexploradas em trabalhos ecológicos, em função da grande dificuldade de amostragem padronizada.



Figura 10.8. Metodologia para amostragem da comunidade incrustante em regiões crípticas. (A) Tubo de PVC utilizado para simular o habitat críptico; (B) Acetato com comunidade desenvolvida após 30 dias de submersão.

Os acetatos, tanto de 4 dias quanto de 1 mês, foram mantidos em água corrente e o número e a identidade dos recrutas foram quantificados sob estereomicroscópio. Em seguida, cada acetato de 1 mês foi fotografado e a área de cobertura de cada espécie foi estimada com o uso do programa CPCe (*Coral Point Count with Excel extensions*) (Kohler & Gill 2006).

A área total de substrato consolidado disponível, assim como a riqueza de espécies nas rochas e a riqueza e abundância de assentados e recrutas foram comparadas entre o fundo e a entrada da baía, por meio de análise de variância de dois fatores, sendo o local e momento de amostragem (dezembro de 2015 a novembro de 2016) fatores fixos. Para fatores significativos foram realizados testes de Tukey. A abundância das espécies mais frequentes também foi descrita entre momentos e locais. Já a estrutura da comunidade foi comparada entre momento e locais utilizando análise de variância permutacional, *simper* e escalonamento multidimensional para representação da dissimilaridade entre regiões.

Para avaliar possíveis diferenças pontuais nas condições físicas das duas localidades, mensalmente durante 3 dias foram tomadas 30 medidas de concentração de clorofila, pH, temperatura, salinidade, turbidez e oxigênio dissolvido da água do mar, utilizando um medidor multiparâmetros Hanna 9829 e um medidor de clorofila Aquafluor. As diferenças nas condições físicas foram analisadas com análise de variância permutacional, a partir de uma matriz de distância Euclidiana, considerando mês e local de amostragem.

10.8 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

As amostragens das comunidades de costões rochosos começaram de forma bem simples, mas as análises dos primeiros resultados logo após sua obtenção nos permitiu levantar hipóteses e propor experimentos inovadores para testá-las durante a vigência do projeto, de forma a descrever de maneira mais adequada a biodiversidade e o funcionamento dos costões rochosos na Baía do Araçá. Desta forma, mostramos como podemos integrar pesquisas de levantamento de espécies com testes de hipóteses. Com os estudos aqui realizados contribuimos para o conhecimento regional, gerando subsídios para a avaliação e tomada de decisões da proposta de expansão portuária, assim como para responder perguntas ecológicas de interesse geral. Esta integração entre ciência para a comunidade acadêmica e impacto social deve ser cada vez mais incentivada e desenvolvida.

Consideramos que os estudos dos costões rochosos da Baía do Araçá foram importantes para o entendimento da dinâmica local e tomada de decisão. Neste sentido, vários fatores contribuíram para o desenvolvimento do projeto com sucesso, e eles não dizem respeito apenas ao uso das metodologias adequadas, mas ao processo de trabalho em equipe e de construção de bases e valores científicos importantes. A seguir, faremos uma breve avaliação sobre etapas e processos que consideramos importantes para o desenvolvimento do estudo das comunidades bentônicas de substrato consolidado.

Os primeiros pontos dizem respeito à equipe e aos métodos para levantamento de biodiversidade. Uma vez que uma das principais propostas era o conhecimento da biodiversidade da Baía do Araçá, a realização de coletas acompanhadas de pesquisadores especialistas nos grupos taxonômicos foi de suma importância para alcançarmos a diversidade descrita para baía. Infelizmente, não foi possível realizar tais coletas com especialistas de todos os grupos taxonômicos. Porém, entre os presentes, a experiência de cada um com diferentes técnicas de amostragem e reconhecimento de diferentes microhabitats auxiliou o levantamento mais amplo da biodiversidade. Este ponto ressalta uma característica importante no sucesso das atividades: o trabalho em equipe. Esta é uma característica muitas vezes negligenciada na formação de profissionais, apesar do grande interesse do mercado de trabalho. Porém, a formação de uma equipe diversa, com formações e escolas de aprendizado diferentes, que seja capaz de dialogar, propor ideias, discutir as convergências e, principalmente, as divergências para obter um produto em comum, é um diferencial para o sucesso do trabalho. A ciência atual precisa de propostas inovadoras, que tragam benefícios mais claros para a ciência e sociedade. Propostas inovadoras surgem mais facilmente de trabalhos de grupos diversos. Por isso, incentivamos os jovens pesquisadores e estudantes a buscarem novas parcerias, a conhecerem outras formas e técnicas de realizar a pesquisa e, principalmente, a desenvolverem a habilidade de chegar a um protocolo único após a discussão e contribuição de todos no grupo, sem a obrigatoriedade ou imposição de parte dos membros. No nosso caso, consideramos a formação da equipe com tais características um dos diferenciais para iniciar este projeto, a partir de uma pergunta única sobre a biodiversidade, e transformá-lo em várias propostas interessantes.

Outro ponto relevante é a decisão da metodologia a ser utilizada. Levando-se em conta nosso objetivo de levantamento da biodiversidade, consideramos positivo o uso da metodologia de busca ativa. Apesar de não ser o método mais tradicional na literatura, este correspondeu a um meio efetivo de atingir o objetivo proposto. As amostragens quantitativas normalmente se restringem às faces superiores das ro-

chas dos costões rochosos, o que limita a amostragem de grupos de hábito de vida críptico, como algumas esponjas, briozoários e ascídias. A combinação de amostragens quantitativas das faces superiores e o uso de estruturas artificiais para capturar organismos crípticos nos auxiliaram na descrição detalhada da comunidade incrustante. Desta forma, a utilização de um senso crítico apurado durante a decisão dos métodos de amostragem foi um diferencial para atingir o objetivo da melhor forma possível. Assim, abrimos mão da avaliação quantitativa da biodiversidade total para maximizar sua avaliação qualitativa. Em seguida, como a avaliação quantitativa também traz importantes respostas para o conhecimento das comunidades e dos processos reguladores, optamos por uma abordagem que focasse nos grupos mais abundantes e que, dessa forma, pudesse responder à variação temporal.

Um terceiro ponto importante no nosso desenvolvimento foi a observação detalhada em campo e também a análise imediata dos primeiros resultados obtidos. Nas primeiras amostragens, detectamos visualmente as possíveis diferenças nos tamanhos das cracas no gradiente ambiental dentro da baía. Porém, como não havia suporte na literatura para variações tão grandes em pequenas escalas espaciais e por se tratar de observações, inicialmente discutimos que poderia ser apenas uma impressão dos pesquisadores. Porém, optamos por uma análise imediata dos dados para confirmar a possibilidade, antes de simplesmente descartá-la.

Na primeira amostragem os dados já mostravam uma diferença de até 50% de tamanho das cracas entre os extremos da baía. Assim, decidimos iniciar uma nova etapa amostral, na qual as diferenças nos tamanhos de cracas e no recrutamento ao longo do gradiente formado da entrada até o fundo da Baía do Araçá foram correlacionados com as propriedades físicas da água e com os padrões de circulação das correntes, integrando a descrição bentônica com outros módulos do projeto. Este exemplo ressalta, em especial para os estudantes e jovens pesquisadores, a necessidade da observação detalhada e atenta durante as atividades de campo. Apesar de todo o conhecimento científico atual, muitas perguntas cientificamente interessantes podem ainda surgir de observações bem realizadas e que depois são integradas com possíveis respostas já existentes na literatura. Neste caso, a ausência de respostas claras já comprovadas, pode indicar uma pergunta que mereça atenção dos pesquisadores e uma nova abordagem para ser testada.

A utilização de experimentos foi essencial para uma melhor compreensão da associação entre a biodiversidade local e o funcionamento do ecossistema. O entendimento dos processos ecológicos que regem o funcionamento do ecossistema é fundamental para compreender a dinâmica ambiental. Neste sentido, a aplicação de experimentos manipulativos permite testar hipóteses sobre processos reguladores da biodiversidade que podem ser alterados pela influência antrópica. Desta forma, testes de hipóteses tornam-se ferramentas essenciais para compreender os padrões de biodiversidade, os estressores ambientais que os afetam e dar suporte para tomada de decisão adequada em relação ao manejo ambiental. Assim, a partir do conhecimento dos padrões espaço-temporais da biota local, propusemos uma série de testes de hipóteses para avaliar os processos reguladores, sempre considerando a potencial pressão da expansão portuária.

A amostragem inicial confirmou os padrões de diferenças nos tamanhos e abundância de cracas ao longo do gradiente formado da entrada até o fundo da Baía do Araçá, permitindo a realização do experimento para testar hipóteses sobre o recrutamento e o crescimento destes organismos modelos. Os experimentos foram delineados de forma a testar tais hipóteses, porém com metodologias que permitissem a obtenção de dados com visitas mensais na Baía do Araçá, já que a equipe de pesquisadores não é da região de estudo. O desafio nestes experimentos foi o de integrar e correlacionar os dados biológicos com as propriedades físicas da água e com os padrões de circulação das correntes, integrando a descrição bentônica com outros módulos do projeto, uma vez que as escalas espaço-temporais de estudos não puderam ser similares.

O uso de abordagens experimentais trouxe também outros benefícios aos estudos. O uso de amostradores artificiais para a biodiversidade da franja do infralitoral possibilitou a obtenção de espécies que são normalmente negligenciadas nas amostragens tradicionais. Além disso, a realização do experimento de sombreamento permitiu integrar os dados de biodiversidade com a realidade de impacto antrópico eminente na

baía, sendo um claro *link* entre ciência e gestão, o qual pode auxiliar na tomada de decisão frente ao conflito existente. Os resultados deste experimento contribuíram para o entendimento da influência do sombreamento na comunidade do entremarés rochoso e dos possíveis impactos da expansão portuária, com indicativos para subsidiar a tomada de decisão (Pardal *et al.* 2016).

O uso de estruturas artificiais em diferentes etapas deste projeto nos trouxe também um importante aprendizado sobre a relação com a comunidade local. Em muitos estudos, os pesquisadores desenvolvem estruturas para testes experimentais em campo e as instalam sem uma comunicação prévia com a comunidade local. Inicialmente, várias estruturas amostrais colocadas em campo foram destruídas. Os amostradores para assentamento na franja do infralitoral se assemelhavam muito com covos para captura de polvos, enquanto as estruturas para testar o sombreamento artificial eram visualmente impactantes por estarem no entremarés e foram consideradas como possível ação da expansão portuária pelos moradores locais. Em ambos os casos, foi então feito um trabalho de educação ambiental e aproximação com a comunidade local e usuários da Baía do Araçá, informando a importância e finalidade dos estudos e das estruturas. Imediatamente, além de não serem mais destruídas, os próprios moradores locais passaram a cuidar das estruturas e inclusive avisar aos pesquisadores no caso de algum dano que ocorresse pela ação de ondas, por exemplo. Assim, finalizamos essa avaliação com este ponto básico e importante, mas muitas vezes esquecido na maioria das pesquisas. Os ambientes que estudamos são utilizados por muitos outros grupos que não apenas os pesquisadores. A aproximação e construção de uma relação saudável e importante com estes atores sociais nos trazem muitos aprendizados e crescimento aos projetos. Além disso, são o exemplo claro de trabalho eficiente em equipe, incluindo os demais atores sociais como parte da execução do projeto e que certamente contribuem para a construção de ciência de qualidade e com implicações sociais.

10.9 REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M.J. 1995. Variations in biofilms colonizing artificial surfaces: seasonal effects and effects of grazers. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 75: 705-714.
- ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- BROWER, J.H.; ZAR, C.N.; VON ENDE, C.N. 1997. *Field and laboratory methods for general ecology*. 1ª Ed. The McGraw-Hill Companies. 273 p.
- BRYSON, M.; JOHNSON-ROBERSON, M.; MURPHY, R.J.; BONGIORNO, D. 2013. Kite aerial photography for low-cost, ultra-high spatial resolution multi-spectral mapping of intertidal landscapes. *PLoS ONE*, 8(9): e73550.
- DANOVARO, R.; FRASCHETTI, S. 2002. Meiofaunal vertical zonation on hard-bottoms: comparison with soft bottom meiofauna. *Marine Ecology Progress Series*, 230: 159-169.
- HEIP, C.; VINCX, M.; VRANKEN, G. 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and Marine Biology – An Annual Review*, 23: 399-489.
- KOHLER, K.E.; GILL, S.M. 2006. Coral point count with Excel extensions (CPCe): A visual basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences*, 32: 1259-1269.
- MURPHY, R.J. 2014. Optical methods in the field. pp. 190-202. *In: DOBRETSOV, S.; WILLIAMS, D.N.;*

THOMASON, J.C. (Eds.) Biofouling methods. John Wiley & Sons, UK. 392 p.

- MURPHY, R.J.; UNDERWOOD, A.J. 2006. Novel use of digital colour-infrared imagery to test hypotheses about grazing by intertidal herbivorous gastropods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330(2): 437-447.
- MURPHY, R.J.; UNDERWOOD, A.J.; JACKSON, A.C. 2009. Field-based remote sensing of intertidal epilithic chlorophyll: techniques using specialized and conventional digital cameras. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 380: 68-76.
- MURPHY, R.J.; UNDERWOOD, A.J.; PINKERTON, M.H. 2006. Quantitative imaging to measure photosynthetic biomass on an intertidal rock-platform. *Marine Ecology Progress Series*, 312: 45-55.
- MURPHY, R.J.; UNDERWOOD, A.J.; PINKERTON, M.H.; RANGE, P. 2005. Field spectrometry: new methods to investigate epilithic microalgae on rocky shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 325: 111-124.
- PARDAL-SOUZA, AL; DIAS, GM; JENKINS, SR; CIOTTI, AM; CHRISTOFOLETTI, RA. 2016. Shading impacts by coastal infrastructure on biological communities from subtropical rocky shores. *Journal of Applied Ecology*, doi: 10.1111/1365-2664.12811.

11 – SISTEMA MANGUEZAL

Yara Schaeffer-Novelli, Gilberto Cintrón-Molero, Armando S. dos Reis-Neto, Guilherme M. de O. Abuchahla, Luiza Callado P. Neta, Catarina F. Lira-Medeiros

11.1 INTRODUÇÃO

A diversidade e a produtividade dos manguezais são influenciadas pelo clima, geomorfologia, amplitude de maré, aporte de água doce e características do substrato, entre outros fatores. Todos devem ser quantificados e registrados nos estudos sobre esse ecossistema. Complementarmente, devem ser pesquisadas informações históricas do local (séries temporais), identificando possíveis tensores de mudanças ambientais e antrópicas com influência sobre a composição das características abióticas e ambientais encontradas por ocasião da pesquisa. Apenas com o estudo da evolução do ambiente e do próprio sistema é possível compreender como ocorreu o desenvolvimento estrutural atual dos bosques de mangue, bem como seu funcionamento e, possivelmente, suas respostas às intervenções antrópicas.

A redução e a fragmentação populacional de uma espécie afetam sua diversidade genética (Ellstrand & Elam 1993, Young *et al.* 1996). Os estudos genéticos têm sido usados como ferramenta importante para métodos de conservação (Frankham 2010, Ellstrand 2014, Kremer *et al.* 2014). Tais estudos são raros em vegetais de mangue no Brasil, motivo pelo qual os tomadores de decisão não possuem suficiente embasamento científico quanto à diversidade genética para a conservação dos manguezais de forma eficiente.

Por ocasião da estruturação do projeto *Biota-Araçá*, foi considerada emblemática a presença de manguezal na baía que, embora com reduzida área total, complementa a diversidade de uma típica paisagem costeira tropical/subtropical. Antecipamos dificuldades para a instalação de experimentos (equipamentos), de média e longa duração, devido à intensa circulação de pessoas (pescadores, crianças) na área praias e na planície de maré.

A proposta do presente capítulo foi a de compreender e caracterizar o grau de importância do ecossistema manguezal para a Baía do Araçá e áreas adjacentes, mais especificamente:

- caracterizar os núcleos de mangue quanto à estrutura e função (ecologia);
- analisar a estrutura das populações das três espécies vegetais de mangue (genética);
- descrever os manguezais na Baía do Araçá com base em relatórios, testemunhos e registros iconográficos (história);
- propor medidas para os manguezais da Baía do Araçá, considerando os serviços ecossistêmicos e as mudanças climáticas (conservação).

A área de manguezal na Baía do Araçá, representada por seis núcleos bastante reduzidos, é uma situação pouco comum ao longo dos litorais tropicais/subtropicais. Neste caso, apresentamos a metodologia de forma a permitir replicabilidade dos trabalhos em outras áreas.

11.2 ESTRUTURA E FUNÇÃO DO MANGUEZAL: MÉTODOS

11.2.1 Planejamento dos trabalhos

Características abióticas

As características ambientais consideradas foram:

Localização geográfica;

Características climáticas;

Marés e hidrografia;

Geomorfologia e sedimentos.

A localização geográfica, assim como as características geomorfológicas e de sedimentos (itens 1 e 4), podem ser encontradas nos bancos de dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) em macroescala, além de possibilitar descarregar (baixar) arquivos de mapas e vetores que podem ser trabalhados em programas de geoprocessamento. Os dados sobre características climáticas podem ser encontrados nos *sites* de órgãos estaduais de monitoramentos meteorológicos, como o INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) que disponibiliza banco de dados meteorológicos gratuitamente na internet. As características das marés e de hidrografia podem ser encontradas no *site* da Marinha do Brasil, disponibilizadas pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), pelo Centro de Hidrografia da Marinha (CHM) e pelo Banco Nacional de Dados Oceanográficos (BNDO).

Mapa da área de estudo e definição de unidades amostrais

A primeira etapa em estudos do ecossistema manguezal consiste na preparação de mapas ou esquemas com as localizações dos bosques de mangue (unidades amostrais). Mapas preliminares podem ser feitos a partir de fotos aéreas, imagens de satélite ou cartas-base da área; sobre os quais se processa a seleção das unidades amostrais de estudo, devendo verificar, no campo, as características ambientais correspondentes a cada unidade. O número de amostras é definido em função de quão homogêneas são as unidades amostrais, considerando-se o cálculo dos valores correspondentes às propriedades estruturais e características funcionais das unidades amostrais (núcleos), como área basal, densidade (tanto de árvores vivas como mortas), além de estimativa das fitomassas aérea e subterrânea (Figura 11.1).

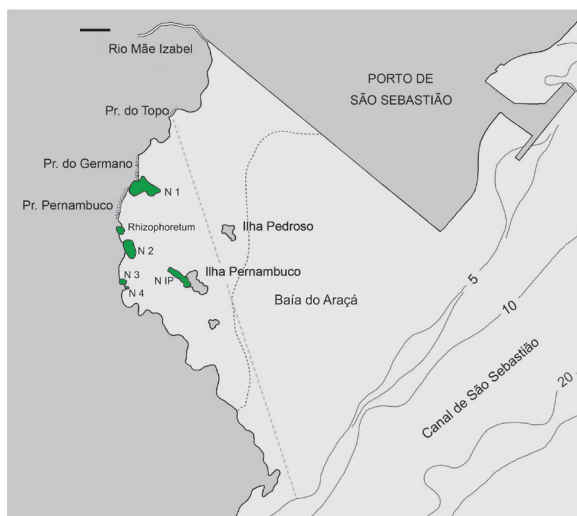


Figura 11.1. Baía do Araçá, mostrando os seis núcleos de manguezal (N1 – Núcleo 1, N2 – Núcleo 2, N3 – Núcleo 3, N4 – Núcleo 4, NIP – Ilha Pernambuco e *Rhizophoretum*), as isóbatas (5, 10, 20 e 30 m), e a área aterrada do Porto de São Sebastião. *Esquema:* Tatiana Steiner.

Ecosistema manguezal: um continuum de feições

Embora a feição colonizada pelas árvores de mangue (bosque de mangue) chame mais a atenção do observador, o ecossistema propriamente dito é constituído por um *continuum* de feições ao longo da faixa do entremarés. São elas: lavado, bosque de mangue e apicum, também denominado salgado ou planície hipersalina. Esta última feição, que depende da topografia do terreno, é geralmente desprovida de vegetação superior (arbórea), e pode estar inserida na feição bosque de mangue.

Caracterização estrutural da feição bosque de mangue

A descrição estrutural é a segunda etapa, e visa descrever o grau de desenvolvimento da cobertura vegetal, permitindo realizar comparações entre áreas. A metodologia adotada é a de Cintrón & Schaeffer-Novelli (1984), Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986) e Schaeffer-Novelli *et al.* (2015), sendo os bosques descritos pelas seguintes características:

1. Espécie(s) presente(s);
2. Delimitação das parcelas;
3. Identificação das espécies de mangue presentes na parcela;
4. Diâmetro do(s) tronco(s) da(s) árvore(s), vivos e mortos;
5. Altura (árvore, árvores emergentes, altura média do dossel);
6. Cálculo da área basal de árvores e troncos/galhos (vivos e mortos), por unidade amostral;
7. Cálculo da densidade por unidade de área;
8. Estimativa das fitomassas (ton./unidade de área) ou do volume (aéreo e subterrâneo – m³/unidade de área);
9. Estimativa dos estoques de carbono (aéreo e subterrâneo – ton./unidade de área).

A reduzida cobertura na Baía do Araçá possibilitou a descrição de todas as árvores de mangue presentes.

Fenologia das espécies típicas de mangue na Baía do Araçá

Recomenda-se anotar na caderneta de campo, ou em outro sistema de registro dos dados (Bernini 2015), as diferentes fases do ciclo de vida das árvores de mangue: formação de botões florais; floração; início do desenvolvimento de propágulos; maturação e liberação dos propágulos.

11.2.2 Caracterização dos atributos estruturais e funcionais do manguezal

Nota: Os estudos de estrutura e função do ecossistema manguezal têm sua metodologia devidamente padronizada pela UNESCO (Cintrón & Schaeffer-Novelli 1984).

Posicionamento das parcelas

A orientação das parcelas é importante, pois elas devem estar posicionadas perpendicularmente aos gradientes ambientais (marés, cursos d'água, topografia do terreno). Por exemplo, se o trabalho é na franja do bosque de mangue, a parcela deve estar orientada paralela à margem do curso d'água. Se há diferenças estruturais significativas bosque adentro, deve-se posicionar as parcelas a diferentes intervalos espaciais de modo a registrar tais expressões estruturais ao longo de uma transversal pré-definida (Figura 11.2).

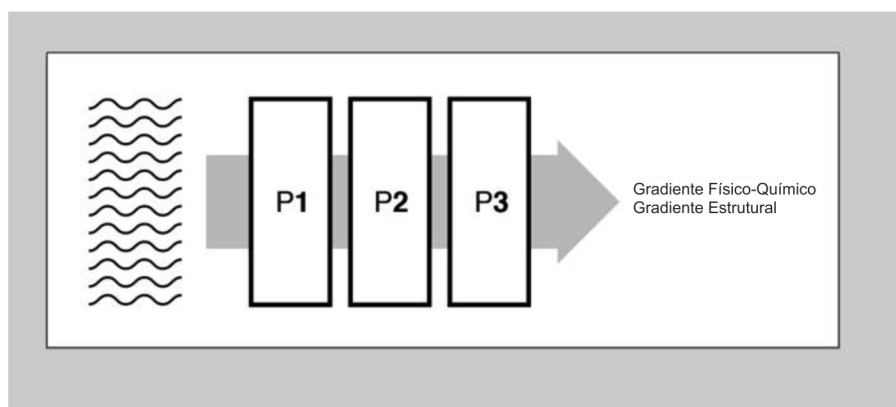


Figura 11.2. Localizações sugeridas de parcelas em uma área de estudo, de forma a se orientarem perpendicularmente aos gradientes físico-químicos (abióticos).

Tamanho das parcelas

O tamanho de cada parcela é definido em função da densidade da vegetação e da uniformidade do bosque. Nossa experiência sugere que cada parcela inclui de 20 a 30 árvores adultas, pois deve-se levar em consideração o tempo de aferição de dados e a representatividade estatística. Os tamanhos mais comumente utilizados variam de 5 x 5 m em bosques muito jovens, 10 x 10 m em bosques com densidades de mais de 3.000 indivíduos/ha e parcelas de 10 x 50 m, 10 x 100 m ou 20 x 100 m em bosques maduros com grande desenvolvimento estrutural.

A parcela deve, idealmente, ter um formato em que se reduza a relação do perímetro/área, reduzindo a probabilidade de inclusão de árvores (e cálculos de biomassa) que não pertençam a ela. Recomenda-se evitar parcelas grandes demais e transversais longas e estreitas, pois requerem maior número de decisões sobre se um indivíduo pertence ou não à área delimitada.

Outra forma de subamostragem empregada com frequência é delimitar sobre uma transversal uma sequência de parcelas contíguas de 10 x 10 m, por exemplo, cobrindo uma faixa de 10 x 100 m e perfazendo 0,1 ha.

O impacto do pesquisador sobre a área de estudo durante todos os trabalhos de campo deve ser evitado, tal como o corte de rizóforos e galhos, o pisoteio de pneumatóforos e a abertura de trilhas com derrubada de árvores, sempre que esses procedimentos não sejam absolutamente necessários.

Delimitação das parcelas

Na demarcação das parcelas, assim como no estabelecimento de perfis e transversais, pode ser utilizado barbante de fibra natural, previamente marcado a cada metro, ou fitas/trenas calibradas (trenas de 50 m ou mais). O barbante pode ser deixado após as atividades de campo; as trenas devem ser retiradas. As parcelas, por sua vez, devem ter os 4 lados definidos por algum tipo de marcação (barbante comum, fios de nylon ou fitas plásticas de cores brilhantes). A bússola é um instrumento necessário para a orientação das transversais, bem como para o ajuste de área das parcelas, devendo cada quina da parcela estar orientada em um ângulo reto (90°), garantindo uma área uniforme do quadrilátero de delimitação.

Dependendo dos objetivos do trabalho, podem ser posicionadas parcelas fixas, com os 4 vértices marcados por tubos de PVC, bambu ou qualquer outro material resistente às intempéries. Se possível, aconselha-se o georreferenciamento das parcelas fixas.

Geralmente, os bosques são descritos com base nos indivíduos vivos, porém consideramos que é possível melhorar sensivelmente o conjunto de informações ao serem anotados, também, os dados sobre os indivíduos mortos. Essas informações devem ser registradas à parte, na mesma folha de campo.

Diâmetro dos troncos/galhos/rebrotamentos

O diâmetro à altura do peito (DAP), que por convenção é medido a 1,3 m de altura em relação ao substrato (Figura 11.3A), é uma das medidas mais simples para fornecer informação quantitativa sobre a estrutura da biomassa arbórea (fitomassa). Com esta medida é possível, por sua vez, calcular área basal e volume.

Para a medida do diâmetro deve-se assumir que a árvore apresenta secção transversal circular. A circunferência (perímetro) pode ser medida com auxílio de uma trena comum ou fita métrica. A circunferência dividida por π corresponde ao diâmetro, desde que a secção transversal seja bem próxima a de um círculo. Existem trenas calibradas em π , de modo que cada divisão corresponde a 3,1416 cm.

Quando uma árvore apresenta deformidades em seu tronco, próximas à altura de 1,30 metros, o DAP deve ser medido como se não a árvore fosse regular. Porém, no caso das espécies de mangue, frequentemente torna-se difícil determinar como medir o DAP na presença de rizóforos, bifurcações, etc. Nestes casos, os procedimentos são os seguintes:

- se os troncos se bifurcam à altura do peito, mede-se o diâmetro logo abaixo da bifurcação (Figura 11.3B).
- se o tronco bifurca abaixo da altura do peito, consideram-se como dois troncos e registram-se duas medidas de diâmetro (Figura 11.3C). Atenção: não é possível somar diâmetros. Os valores do DAP têm de ser, primeiramente, transformados em área basal (item 11.3.5).
- quando a árvore é formada por troncos muito próximos, ramificados acima ou abaixo da superfície do solo, mede-se o diâmetro de cada um dos troncos (Figura 11.3D – a e b).
- quando houver deformidades no tronco, à altura do peito, mede-se o diâmetro logo acima ou abaixo das mesmas (Figura 11.3E – a e b).
- no caso de *Rhizophora mangle*, o diâmetro deve ser medido a 1,30 metros do solo, ou acima do ponto onde sai o mais alto dos rizóforos (Figura 11.3F).

Conforme as árvores da parcela tiverem suas medidas de DAP registradas, (Figura 11.3), incluindo troncos e galhos (vivos e mortos), aconselhamos que estes sejam marcados com barbante ou qualquer outro material biodegradável. Esta providência evita recontagens. Caso haja pretensão de monitoramento da área, recomenda-se marcar cada árvore com etiqueta numerada ou lacre de segurança (Figura 11.4).

Os dados brutos das medidas de diâmetro (DAP) são agrupados por classe diamétrica: $\geq 2,5$ a 4,9 cm; 5 a 10 cm e ≥ 10 cm. Quando se trabalha com bosques muito jovens ou dominados por *Laguncularia racemosa*, pode ser conveniente incluir nas medidas todos os troncos da classe $< 2,5$ cm de diâmetro. Este número passa a ser registrado em uma coluna à parte. Os diâmetros individuais são transformados em área basal aplicando-se a fórmula [1] e somados os valores obtidos. Este método requer a delimitação de unidade amostral com área conhecida.

No caso de monitoramentos, os indivíduos constantes das parcelas fixas devem ser marcados com numeração sequencial de identificação, na altura em que foi registrado o DAP. Essas marcas devem ser voltadas para o centro da parcela, facilitando futuras amostragens.

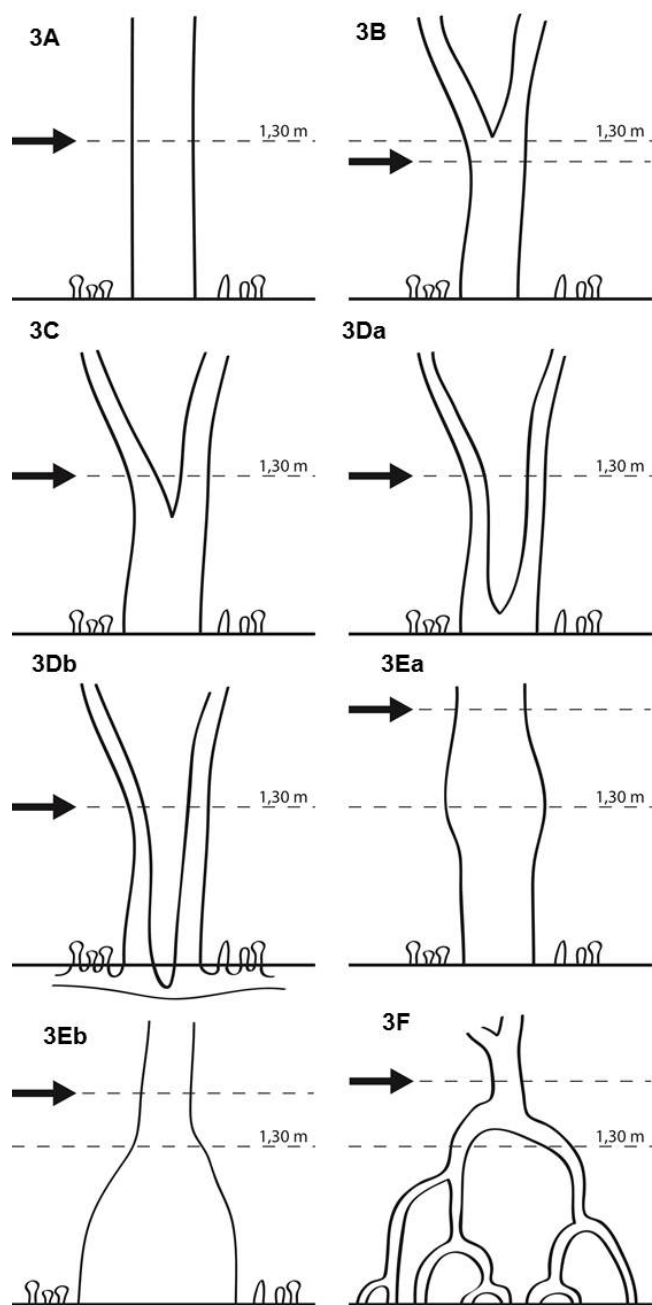


Figura 11.3. Onde medir o DAP (diâmetro à altura do peito) em árvores com troncos irregulares e rizóforos. (A) Árvores sem irregularidades, o DAP é medido a 1,30 metros do solo; (B) Árvore bifurcada acima de 1,30 metros, o DAP é medido logo abaixo da bifurcação; (C) Árvore bifurcada abaixo de 1,30 metros, cada tronco é medido separadamente. Deve ser registrado o número médio de troncos por indivíduo; (Da e Db) Árvores bifurcando acima ou abaixo do solo, os diâmetros são medidos para cada tronco, e as árvores são registradas separadamente; (Ea) Árvore deformada, o DAP é medido logo acima da deformidade; (Eb) Árvore com pescoço de garrafa, o DAP é medido acima da base; e (F) Árvore com rizóforo, o DAP é medido acima da última expansão caulinar.



Figura 11.4. Exemplo de marcação de árvore com laque de segurança numerado.

Área basal

A área basal (AB) representa a quantidade de madeira, em pé, por unidade de área do terreno, obtida a partir das medidas do diâmetro das árvores. Bosques jovens têm grande número de indivíduos com reduzidas áreas basais e, à medida em que há incremento na estrutura, os diâmetros aumentam com a morte dos menos aptos. Esse fenômeno é conhecido por desbaste, resultando em menor número de indivíduos, com maiores diâmetros.

A partir das medidas do DAP de cada um dos troncos, galhos ou rebrotamentos (vivos e mortos), de cada indivíduo (Figura 11.3), calcula-se o valor da AB correspondente. O valor da área basal deve ser medida tanto em troncos vivos quanto mortos.

Assim, a AB de um bosque é a soma das áreas basais de todos os troncos, galhos e rebrotamentos por unidade de área (Figura 11.3). A AB geralmente é expressa em termos de metro quadrado de madeira por hectare (m^2/ha) para troncos cujo DAP está entre 2,5 cm e 10 cm ou ≥ 10 cm. Em alguns estudos, informa-se ainda a contribuição em área basal dada por todos os troncos com $\text{DAP} \geq 5$ cm.

A área basal (AB) de um tronco é calculada pela seguinte equação:

$$AB = \frac{\pi \text{DAP}^2}{4}$$

Para expressar AB em termos de m^2 quando se mede o diâmetro em centímetros, se utiliza a seguinte fórmula:

$$AB = \frac{\pi}{4(10.000)} (\text{DAP cm})^2 \text{ ou seja,}$$

$$\text{Equação [1]: } AB(\text{m}^2) = 0,00007854 (\text{DAP cm})^2$$

Altura das árvores e/ou do dossel

A altura da árvore (comprimento linear) é a altura total, ou seja, a distância entre a base da árvore e a extremidade superior da copa. Há vários instrumentos que podem ser utilizados para medir a altura (telêmetros, clinômetros, varas telescópicas). O instrumento mais prático a ser usado é o telêmetro óptico, pois é pequeno, fácil de ser transportado, de baixo custo no mercado e pode ser utilizado em bosques densos onde seria difícil distinguir a copa de uma árvore a partir de um ponto distante. Ele possibilita a leitura de 2 a 30 metros, por exemplo (Figura 11.5).

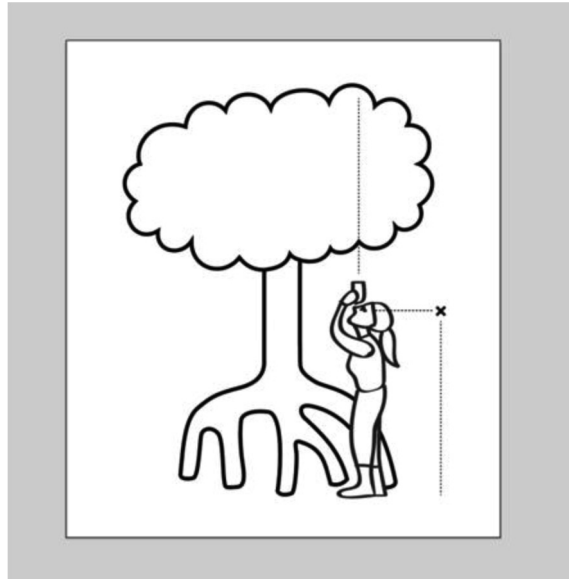


Figura 11.5. Modo de usar o telêmetro. O observador deve colocar-se diretamente abaixo do galho mais alto a ser observado. A altura registrada no telêmetro deve ser somada à altura que vai do olho do observador ao solo.

A altura da árvore pode ser medida também com a utilização de um clinômetro. Neste caso, o observador afasta-se da árvore e mede o ângulo de visada do observador, formado com a parte superior da copa. A distância entre o observador e o tronco da árvore, multiplicada pela tangente do ângulo, é igual à altura. Se o observador conseguir se colocar de tal forma que o ângulo formado seja de 45° , então a distância entre ele e a árvore será igual à altura da árvore. A todas estas medidas deve ser somada a altura que vai do olho do observador até o chão.

Quando o observador avalia que as árvores no interior da parcela têm alturas bastante similares, não há necessidade de medir a altura de todas, bastando calcular a média dentre quatro ou cinco árvores. Entretanto, se todas as árvores da parcela tiverem alturas muito irregulares, a altura média será igual à média das alturas de todas as árvores formadoras do dossel. Porém, quando existirem algumas árvores emergentes (bem mais altas que as demais), é possível medir as respectivas alturas e calcular, também, a média destas.

Em bosques de pequena estatura, as alturas podem ser determinadas com auxílio de uma vara telescópica graduada, uma vez que os telêmetros disponíveis no mercado nem sempre são adequados para pequenas distâncias (alturas).

Densidade

A densidade é o número de árvores por unidade de área. No sistema métrico, a densidade é expressa, normalmente, em termos de indivíduos por hectare (ind./ha) ou por 0,1 de hectare (ind./0,1 há).

O processo de redução na densidade é mais evidente nas etapas iniciais do desenvolvimento do bosque, quando são muitos os indivíduos jovens (mesma classe etária) e qualquer aumento no diâmetro representa a morte de grande número de árvores (desbaste natural). Entretanto, nas etapas de maior amadurecimento de um bosque, um aumento de diâmetro pode resultar em lapso de tempo bem maior para a morte de indivíduos. O processo que causa o desbaste é a competição das copas por espaço no dossel. As árvores mais altas recebem a luz solar diretamente e crescem rapidamente, dificultando, ou mesmo impedindo, o desenvolvimento daqueles indivíduos cujas copas não recebem luz diretamente (espécies típicas de mangue são heliófilas). Estes morrem e deixam ainda mais espaço para o desenvolvimento dos mais competentes.

Há várias técnicas para determinar o número de árvores por unidade de área (densidade). Por exemplo, contam-se todas as árvores acima de um determinado diâmetro (geralmente $DAP \geq 2,5$ cm), em parcelas de dimensões conhecidas.

Nota: quando a árvore se bifurca abaixo da altura do peito, considera-se como dois o número de troncos e quanto ao número de indivíduos, ainda um (uma vez que o sistema radicular é o mesmo, Figura 11.3 Db). Em alguns bosques, a razão número de troncos/número de indivíduos pode exceder 1 (frequentemente para a espécie *Laguncularia racemosa*). Em geral os bosques mais bem desenvolvidos, crescendo sob condições mais adequadas, têm uma relação próxima a 1:1. Em condições menos favoráveis, aumenta o número de ramificações por indivíduo. Esse tipo de informação é de grande valor na caracterização de um bosque e, portanto, recomenda-se enumerar separadamente o número de troncos e de indivíduos para cada parcela.

Área da copa

Na Baía do Araçá, nas áreas dos Núcleos 1, 2 e na Ilha Pernambuco foram calculadas a partir dos perímetros delimitados com auxílio de um aparelho de GPS. Para os núcleos 3, 4 e *Rhizophoretum*, calculamos as áreas medindo os dois eixos principais (D_1 e D_2) de cada conjunto de árvores (Figura 11.6).

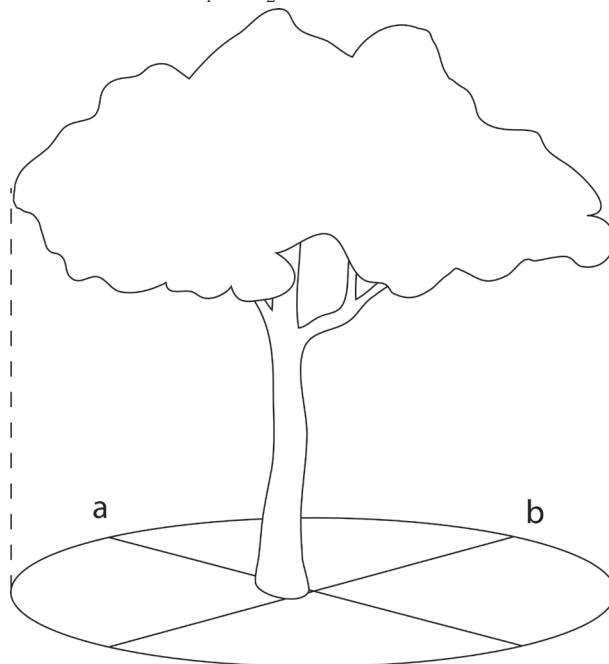


Figura 11.6. Determinação da área da copa por sua projeção vertical e medida do comprimento dos dois eixos a (D_1) e b (D_2).

Fitomassa aérea

Os valores de fitomassa aérea são importantes na caracterização estrutural do ecossistema, pois expressam o potencial de acumulação de energia e nutrientes pela árvore e quantificam a sua interação com os fatores ambientais. Esses valores auxiliam no conhecimento da história de cada ecossistema, tornando-se parâmetros relevantes nos monitoramentos.

Para o cálculo da fitomassa aérea utiliza-se valor indireto, estimado por equações alométricas (análise de regressão), com base nos valores de DAP e de altura das árvores (Chave *et al.* 2005), cujos resultados são apresentados em toneladas por hectare (t/ha).

Nota: a equação de Chave *et al.* (2005) tem como premissa que os valores de DAP computados sejam de 5 cm até 156 cm.

Fitomassa subterrânea

O material radicular subterrâneo, no presente caso, foi coletado juntamente com as amostras para coleta de macrobentos. Esta decisão foi tomada para evitar prejuízo excessivo ao sistema radicular. A descrição da coleta das amostras encontra-se no capítulo 9.

Uma vez lavadas as amostras com o material radicular, estas foram levadas à estufa, a 70°C, até atingirem peso seco constante (\pm 72 horas). A classificação por diâmetro foi feita visualmente (Figura 11.7), utilizando-se paquímetro para caracterizar os intervalos diamétricos (Tabela 11.1): raízes grossas (sustentação e trocas gasosas), médias e finas (nutritivas).



Figura 11.7. *Avicennia schaueriana*, raízes subterrâneas (escalas nas fotos). (A) grossas; (B) médias; e (C) finas. Fotos: Nathalia Padovanni.

Tabela 11.1. Classificação das raízes de mangue por intervalos diamétricos.

Categoria de diâmetro	Intervalos diamétricos (cm)
Grossas	> 0,50
Médias	0,22 – 0,05
Finas	< 0,02

Foram, ainda, separados fragmentos de folhas (compartimento incluído na fitomassa subterrânea), e restos de valvas e de carapaças de animais (não considerados até o momento). A soma dos compartimentos das raízes e dos fragmentos de folhas foi considerada como fitomassa subterrânea total. Os valores de fitomassa são referidos em peso seco por área (kg/m²) e por classe de diâmetro (raízes grossas, médias e finas).

Estimativas de estoques de carbono

A estimativa da fitomassa aérea (em toneladas) utiliza os valores de AB na equação alométrica de Chave *et al.* (2005); e o valor do estoque de Carbono (em toneladas) foi estimado pela multiplicação do valor da fitomassa (peso seco), em toneladas, por 0,45 (Twilley *et al.* 1992).

Árvores de mangue e a dinâmica sedimentar na feição praial da Baía do Araçá

O conjunto de cinco árvores adultas de mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*), localizadas no litoral médio superior da Praia de Pernambuco, chama atenção a partir do primeiro contato com o ambiente da baía, uma vez que o sistema de rizóforos se apresenta como se estivesse parcialmente coberto pela areia da praia (Figura 11.8).



Figura 11.8. *Rhizophoretum*, cujas árvores apresentam seus rizóforos soterrados pela areia da praia.
Foto: Gabriel Monteiro, julho de 2012.

11.3 DIVERSIDADE GENÉTICA DAS ESPÉCIES VEGETAIS

11.3.1 A diversidade genética

A estrutura e diversidade genéticas de uma espécie e suas populações constitui importante avaliação a ser considerada nas ações de conservação e de restauração de um ambiente, principalmente visando seu sucesso em longo prazo. Uma alta variabilidade genética significa maior *fitness* e maior habilidade de manutenção da espécie e de suas populações na natureza, o que é totalmente relevante para habitats ameaçados ou em constante alteração.

A diversidade genética pode ser caracterizada sob diferentes abordagens. Uma das mais utilizadas é por meio de marcadores neutros, que permitem uma análise detalhada ao nível de espécie dentro de uma mesma população ou entre diferentes populações (Lira-Medeiros *et al.* 2006). Outro tipo de abordagem é o estudo de marcadores epigenéticos, os quais podem estar associados com *loci* funcionais e adaptativos que influenciam aspectos morfológicos ou fisiológicos do organismo (Lira-Medeiros *et al.* 2010). Abordagens de estudo da diversidade genética e epigenética podem ser usadas em conjunto, gerando dados importantes para a conservação e o manejo de populações ameaçadas. A diversidade genética é medida dentro das populações estudadas ou entre as populações, como porcentagem de *loci* polimórficos, frequência de alelos e número de haplótipos encontrados (Lira-Medeiros *et al.* 2011).

11.3.2 Planejamento

A metodologia deve ser planejada a partir da definição de quais espécies serão amostradas para estudo de diversidade genética de populações e de quais são os objetivos destas análises. Existem diversos marcadores moleculares que podem ser usados (Agarwal *et al.* 2008). Estes possuem diferentes características quanto ao nível de polimorfismo, grau de dominância e neutralidade. Como consequência, os custos para obtenção das análises com marcadores moleculares varia grandemente.

Os marcadores tipo ISSR (*Inter Simple Sequence Repeat*) amplificam as regiões entre dois micros-satélites próximos e inversamente orientados, por meio de um único *primer* ou iniciador (Brandão 2008, Frankham *et al.* 2008). Esta técnica tem a vantagem de não necessitar de conhecimento prévio da sequência genética da espécie para o desenvolvimento dos *primers*, e geralmente fornece resultados *multiloci* de alelos altamente polimórficos (Zietkiewicz *et al.* 1994, Bornet & Branchard 2001). Além disso, é uma técnica de baixa complexidade de laboratório, de custo relativamente reduzido, pois necessita apenas da extração do DNA, sua amplificação via PCR com *primers* e eletroforese em gel, técnicas detalhadas a seguir.

Dentro do planejamento, é necessário definir o número amostral das espécies estudadas, o que pode adicionar maior complexidade e maior custo ao projeto. Populações pequenas não necessitam de ampla amostragem. O número amostral também varia de acordo com a complexidade dos marcadores a serem analisados. Por exemplo, marcadores que contêm dezenas ou centenas de *loci* necessitam de maior número amostral das populações (> 20 indivíduos); já os marcadores obtidos aos milhares (como SNPs por sequenciamento de nova geração) podem ser avaliados com apenas 10 indivíduos por população ou menos (Willing *et al.* 2012). Apesar da definição do número amostral ser assunto controverso no meio científico, a maioria dos pesquisadores usa de 30 a 50 indivíduos por população, para análises mais simples (sem sequenciamento), com centenas de marcadores, e cerca de 10 indivíduos para análises com milhares de marcadores (usando sequenciamento de nova geração como ferramenta).

No caso da Baía do Araçá, decidimos trabalhar com as 3 espécies vegetais de mangue presentes na área. Porém, por se tratarem de populações reduzidas, o número amostral coletado foi baixo (< 20 árvores por espécie).

11.3.3 Campo

As espécies *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* são dominantes na área de estudo e foram coletadas nos núcleos 1 e 2. A espécie *Rhizophora mangle* encontra-se representada na Baía do Araçá por alguns poucos indivíduos adultos e apenas um indivíduo jovem, presente no Núcleo 1. As folhas coletadas eram jovens, sem sinais de doença ou herbivoria. De cada indivíduo, coletamos três folhas, que foram colocadas dentro de um saco pequeno de fechamento hermético, contendo sílica-gel com marcador azul para a secagem imediata das folhas, sem oxidação ou degradação do DNA. A sílica com marcador azul facilita a detecção visual de umidade em excesso e o necessário controle da secagem.

As folhas precisam estar limpas e sem contaminação de quaisquer natureza em suas superfícies. A limpeza pode ser feita com papel toalha seco. A coleta de material vegetal molhado deve ser evitada, pois a secagem se torna mais lenta e difícil. É essencial que o material vegetal seja seco em sílica, imediatamente após coletado, antes que ocorra algum tipo de oxidação nas folhas ou em outros tecidos. É de extrema importância que as folhas sequem, ainda verdes, sem oxidar ou murchar, dentro dos sacos plásticos. Idealmente, toda a superfície foliar deve estar em contato direto com a sílica dentro do saco plástico. A sílica, que muda de cor ao absorver umidade da folha, deve ser substituída por sílica seca até o momento da análise. Esta troca pode ser feita dois a três dias a partir da coleta, especialmente no caso de folhas suculentas ou espessas (mangue-branco, *Laguncularia racemosa*, por exemplo).

11.3.4 Atividades em laboratório

As extrações de DNA seguiram o protocolo de Lira-Medeiros (2008), adaptado por Santos (2013). As espécies vegetais têm diferentes quantidades e composições de compostos secundários nas folhas, por isso o protocolo de extração de DNA pode e deve ser adaptado para diferentes espécies vegetais. As três espécies de mangue analisadas neste projeto já foram testadas previamente para aperfeiçoar o protocolo de extração: *A. schaueriana* é a espécie da qual se extrai DNA de melhor qualidade e com maior rendimento; *L. racemosa* apresenta excesso de compostos secundários nas folhas, o que diminui a qualidade do DNA e seu rendimento; enquanto *R. mangle* possui extração de DNA bastante difícil, obtendo-se material genético de baixa qualidade na maioria das amostras estudadas.

Para extração de DNA são utilizados cerca de 60 mg do material vegetal seco em sílica-gel que é macerado em nitrogênio líquido (para evitar ação de DNAsas, enzimas que degradam o DNA presente dentro das células), ou usando equipamentos disruptores de tecido. Após a amostra ser reduzida a pó, 10 mg de PVP 40 (Polyvinylpyrrolidona de peso molecular 40.000) são adicionadas a fim de eliminar metabólitos secundários que diminuem a qualidade do DNA. O PVP é um composto que forma complexos com fenóis e alcaloides, auxiliando na sua remoção das amostras, diminuindo a contaminação de proteínas na amostra, além de estabilizar a ação de enzimas de degradação do DNA. No caso de *A. schaueriana*, a adição de PVP pode ser dispensada, pois esta espécie não apresenta contaminação por proteínas ou metabólitos secundários no DNA após a extração. A esse tubo adicionam-se 700 µl de tampão MATAB 4% com o uso de micropipetas. Este tampão é composto por 0,1 M de Tris-HCl a pH=8,0, 1,25 M de NaCl, 0,02M de EDTA, e 4 g/mL de MATAB (*mixed alkyltrimethylammonium bromide*). O tampão MATAB precisa ser pré-aquecido a 65°C, em banho-maria, e adicionado 0,7 µl de β-mercaptoetanol (0,1%) no momento de distribuí-lo nas amostras. Após misturar vigorosamente (em vórtex) até total solubilização do material vegetal no tampão, as amostras são incubadas a 65°C, em banho-maria ou banho seco, por no mínimo uma hora. Para a espécie *L. racemosa*, incubamos por duas horas para melhorar o rendimento da extração.

Após a incubação, é feita a separação da fração orgânica da célula e do DNA com a adição de 600 µl de CIA, solução de clorofórmio e álcool isoamílico na proporção de 24:1 por amostra. Nesta etapa, é importante que o material seja misturado por inversão, pois o vórtex pode quebrar o material genético. A inversão deve ser feita lentamente por 10 minutos, seguida de centrifugação a 12.000 rpm, por mais 10 minutos. O material fica separado em duas fases e o sobrenadante é cuidadosamente transferido para tubos novos, evitando ao máximo o contato da micropipeta com o precipitado contendo os detritos celulares. Esta etapa é repetida até que seja feita uma limpeza mais profunda do material genético, reduzindo a presença de proteínas e polissacarídeos. Após a segunda extração com CIA, acrescenta-se 0,8 volume de isopropanol gelado na amostra e incuba-se no *freezer* (-20 °C) até o dia seguinte. Pode-se deixar de 12 a 20 horas, no caso das espécies de mangue. Algumas espécies vegetais podem ter esta etapa reduzida em até uma hora no *freezer*, porém o rendimento da extração pode diminuir em alguns casos.

No segundo dia de extração é feita mais uma limpeza do material genético, para aumentar a sua qualidade e pureza, evitando especialmente a contaminação por sais. Ao retirar o material do *freezer*, deixar 15 minutos em temperatura ambiente e depois centrifugar por 10 minutos, a 12.000 rpm. O DNA estará agora no precipitado (ou *pellet*) no fundo do tubo. Descartamos o sobrenadante e acrescentamos água milliQ ultrapura (500 µl) e ressuspendemos o precipitado, misturando suavemente. As amostras são deixadas em temperatura ambiente por uma hora para total solubilização. Em caso de precipitados difíceis de solubilizar, pode-se incubar a 37°C, por uma hora, numa estufa ou banho seco. Após essa etapa, adiciona-se 0,1 volume de NaCl, a 5M, e 2 volumes de etanol gelado, misturando delicadamente por inversão e incubando por uma hora no *freezer* (-20°C). Esta incubação de uma hora pode ser ampliada, caso o rendimento da extração do DNA seja muito baixo. Depois, o material é centrifugado por 15 minutos, a 12.000 rpm, descartando-se o sobrenadante, uma vez que o material genético encontra-se no precipitado no fundo do tubo. Pode-se

utilizar micropipeta para retirar o restante do álcool, pois o álcool precisa evaporar totalmente. Essa medida evita a redução do montante de DNA obtido. O material pode ser deixado à temperatura ambiente de 30 minutos a uma hora até a total evaporação do álcool do fundo do tubo. No entanto, o precipitado não deve ser ressecado. O precipitado, livre de álcool, é ressuspenso em 50 µl de Tris-HCl (10mM, pH= 8,0). O tris mantém o pH da amostra, preservando o DNA por mais tempo. Alguns pesquisadores usam TE, uma solução de tris com EDTA, porém o EDTA pode inibir certos processos químicos como a ação de enzimas em análises posteriores com o DNA. Pode-se também estocar o DNA em água milliQ ultrapura, porém a durabilidade pode ser diminuída devido à falta de uma tampão de controle do pH.

A avaliação do rendimento e da qualidade do DNA extraído pode ser feita por diferentes métodos. O mais comum é o gel de eletroforese com marcadores de peso molecular, com DNA do fago *lambda* de tamanho e concentração conhecidas para avaliação da concentração do DNA. Os géis de eletroforese para visualização do DNA genômico extraído foram feitos em agarose 1% e submetidos à corrente elétrica (100V por 15 min) com tampão TBE 0.5X (Tris-HCl, 0,04 M; ácido acético glacial 0,02 M; EDTA 0,01 M), conforme especificações da cuba de eletroforese. Existem diferentes corantes para identificar o DNA no gel, por exemplo, o GelRed™, que não é tóxico como o brometo de etídio e brilha na luz ultravioleta. Estes corantes se prendem ao DNA no gel de agarose, permitindo a sua quantificação conforme o brilho emitido pela luz ultravioleta. Equipamentos do tipo espectrofotômetros e fluorímetros podem ser usados na medição mais precisa da quantidade e da qualidade do DNA, como o Nanodrop, que mede a qualidade e a quantidade de DNA em apenas 1,5 µl de amostra. Estes equipamentos são de extrema importância para medir a razão de absorvância do material genético, das proteínas e dos sais/contaminantes, indicando a qualidade do DNA obtido com relação à contaminação por eles. As proteínas são eliminadas durante o processo de extração pelo uso da solução de CIA, que separa a fase orgânica celular. Os sais são eliminados durante as precipitações com isopropanol e etanol. Após todos esses cuidados, o DNA está pronto para ser estocado e usado em análises moleculares e genéticas.

Para o ISSR, foram feitas reações de PCR em placas de 96 poços, com volume final de 20 µl. Usam-se 2 µl de tampão (KCl 500 mM 100 mM, Tris-HCl 100 mM, pH 8,5), 3,2 µl de MgCl₂ (25 mM), 0,4 µl de dNTP (10 mM), 2 µl de *primer* (10 µM), 0,2 µl da enzima TAQ polimerase (5 U/µl), 0,4 µl de Formamida, 0,02 µl de TritonX, 12,8 µl de água miliQ autoclavada e 2 µl de DNA (Ge *et al.* 2005). A adição de formamida e TritonX é específica para os PCRs de amplificação do ISSR, pois tais substâncias melhoram a qualidade do PCR e a quantidade de fragmento amplificado, devido à desnaturação da dupla-fita do DNA e desnaturação de possíveis contaminantes proteicos e/ou enzimáticos.

Para a amplificação com os *primers* utilizou-se um termociclador Veriti (Applied Biosystems), com os ciclos programados iniciando a 95°C por cinco minutos, 40 ciclos a 95°C por dois minutos, 58°C por dois minutos e 72°C por dois minutos, com a etapa de extensão final a 72°C por cinco minutos, finalizando com resfriamento das amostras a 20°C por 10 minutos. O PCR foi visualizado por gel de agarose 1,2%, em tampão TBE 0.5X (Tris-HCl, 0,04 M; ácido acético glacial 0,02 M; EDTA 0,01 M). O corante utilizado foi o GelRed™ que emite luz ao ser excitado pela luz ultravioleta (UV). São usados, no gel, 4 µl do produto da PCR, 2 µl de GelRed™ diluído 500X e 1 µl do tampão de carregamento (glicerol 30% com os marcadores xilenocianol e bromofenol blue). O tampão de carregamento é necessário para que o produto do PCR não solubilize no tampão de eletroforese e fique no fundo do poço dos géis de agarose. Os géis foram submetidos a uma corrente de 135 V, por 25 minutos, no sistema Mupid®-exU.

11.3.5 Análise dos dados

Os dados foram analisados de acordo com presença ou ausência de polimorfismo após amplificação via PCR (*Polymerase Chain Reaction*), por meio da leitura dos géis de agarose (Figura 11.9). O polimorfismo é, em termos simples, a presença ou ausência de um fragmento de DNA ou banda, visualizada no gel de

agarose. Se todas as amostras possuem aquela determinada banda (fragmento de DNA), este marcador é monomórfico. Se algumas amostras têm a banda e outras não, este marcador é polimórfico. São considerados apenas os fragmentos de DNA robustos e inequívocos visualizados no gel de agarose. Uma matriz é criada conforme a presença (1) e ausência (0) das bandas, gerando uma matriz binária de marcadores, por indivíduo estudado.

As bandas no gel são fragmentos de DNA resultantes do PCR. Os fragmentos de mesmo tamanho tendem a migrar igualmente no gel. A migração do DNA no gel de agarose é feita pela corrente elétrica, sendo o DNA negativo, ele migra do pólo negativo para o positivo, verticalmente, no gel. Portanto cada amostra é carregada no poço que fica na parte superior do gel, e migram em direção à parte inferior. Conforme ocorre a migração pela corrente elétrica, fragmentos maiores ficam retidos no gel e fragmentos menores migram mais rapidamente para a parte inferior do gel, formando uma figura em forma de escada. E, por isso, o marcador de tamanho molecular é chamado de *ladder* (ou escada, em inglês), pois possui fragmentos de DNA a cada 100 pares de base, que mostram o posicionamento de cada tamanho de fragmento no gel.

Portanto, cada coluna do gel (exceto a primeira no exemplo da Figura 11.9) possui uma amostra carregada no gel. E cada linha horizontal mostra um fragmento diferente. Cada traço luminoso no gel corresponde a um fragmento de DNA que neste caso é um marcador ISSR (Figura 11.9). A análise é feita de forma comparativa entre as amostras, ou seja, entre as colunas no gel para identificar os marcadores presentes ou ausentes em cada amostra, que é a presença ou ausência de bandas no gel. No caso de bandas ausentes, é considerado evidência de polimorfismo. As setas na Figura 11.9 indicam as três primeiras posições que serão analisadas neste gel de exemplo, e seguimos esta análise comparativa até a parte inferior do gel. Quando há banda indicamos o número 1 numa planilha binária, e quando ela está ausente indicamos o número 0.

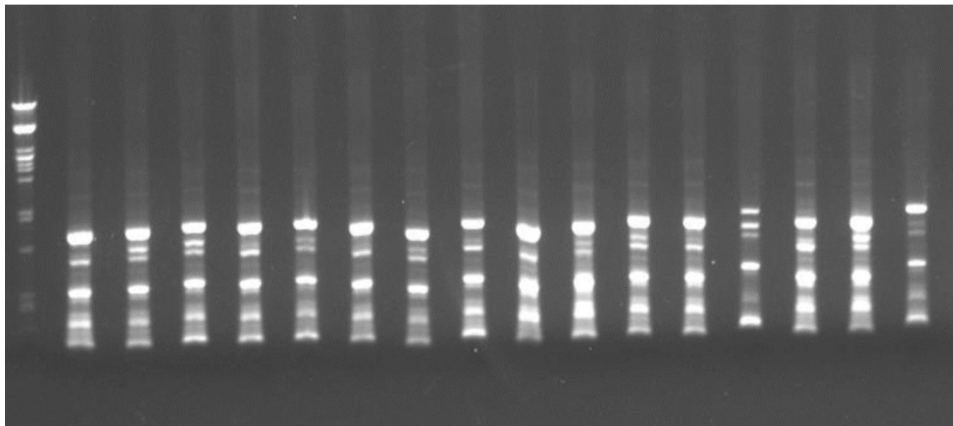


Figura 11.9. Foto obtida quando da amplificação via PCR da espécie *Laguncularia racemosa* com a técnica ISSR. Cada coluna representa uma amostra. A primeira coluna é um marcador de tamanho *ladder*, de 100 pares de base, e as colunas restantes são indivíduos amplificados via PCR. As setas indicam as três primeiras posições que serão analisadas neste gel, e seguimos esta análise comparativa até a parte inferior do gel.

Após a formação da matriz binária para cada amostra ou indivíduo avaliado no trabalho, os dados, bem como o cálculo de índices de diversidade genética, são analisados por programas de computador. Dentre os programas mais usados, o PopGene (Yeh *et al.* 1997) calcula os índices a partir da frequência dos alelos polimórficos. Este programa estima as similaridades genéticas por meio da porcentagem de *loci* polimórficos (P), do índice de diversidade de Shannon (I), do índice de diversidade genética de Nei (h), da diversidade total de espécie (Ht), da diversidade dentro das populações (Hs) e da diferenciação genética entre as populações (Gst) (Nei 1978). O índice de Nei (h) e o índice de Shannon (I) são bastante usados para as análises de diversidade genética. Entretanto, estes índices são baseados exclusivamente na frequência de

alelos, que dependem da amostragem da população e podem não corresponder à frequência real dos alelos na população. O cálculo com base na frequência alélica assume que as populações estão no Equilíbrio de Hardy-Weinberg (HWE). O HWE é supostamente alcançado em condições idealísticas de uma população infinitamente grande, com cruzamento totalmente ao acaso, sem migração ou sem mutação, e desde que os alelos encontrados possuam segregação mendeliana, entre outras condições pressupostas (Frankham *et al.* 2008). Esta análise, com base na frequência alélica, também possibilita identificar cargas genéticas ancestrais e a migração histórica entre as populações usando o programa STRUCTURE (Pritchard *et al.* 2010).

Em populações naturais, raramente encontramos situações próximas à do HWE, portanto, existem outros métodos de análise baseados em análise Bayesiana e análise multivariada, os quais geram resultados mais robustos para populações que sofreram alterações no seu habitat, estão fragmentadas ou com diminuição no tamanho populacional, ou espécies que foram exploradas ou estão isoladas de outras populações.

A análise Bayesiana feita pelo programa Hickory permite o cálculo do desvio do HWE, por meio da cadeia de Markov Monte-Carlo (Markov Chain Monte Carlo – MCMC; Holsinger & Lewis 2003). Este programa possui três modelos que incorporam incertezas sobre: 1. endogamia, que é o cruzamento entre parentes ou autofecundação, geralmente aumentado em populações isoladas ou de tamanho reduzido; 2. diferenciação genética, que é o índice que calcula a diferenciação genética entre as populações e, conseqüentemente, seu isolamento. No caso das espécies de mangue usamos o modelo *Full*, que assume incertezas sobre ambas: endogamia e diferenciação genética. Como sugestão, o programa pode ser executado com 5000 burn-in e 25000 replicações nos três modelos, e depois avaliado o modelo mais indicado com menor DIC (*Deviance information criterion*) (Lira-Medeiros *et al.* 2015).

A análise multivariada pode ser usada para gerar um gráfico do tipo PCA (*Principal Component Analysis*). Esta análise ignora o desvio do HWE e mostra os indivíduos em um gráfico espacial, no qual indivíduos mais próximos possuem diversidade genética mais parecida, conforme os componentes da diversidade genética calculados nesta análise. Esta pode ser feita com diferentes programas; recomendamos o pacote Ade-4 do programa R que faz diferentes tipos de análises e gráficos (Thioulouse *et al.* 1996).

11.4 ECOLOGIA HISTÓRICA DO MANGUEZAL

11.4.1 Introdução

A estratégia de pesquisa na Ecologia Histórica enfoca a forma como seres humanos provocam mudanças no ambiente, interferindo no desenvolvimento histórico e ecológico do ecossistema (Balée 1998). Esta análise contrasta com a impressão equivocada de que os ambientes passados eram prístinos e de que só recentemente os seres humanos começaram a impactar o planeta (Denevan 2007). A Ecologia Histórica é intrinsecamente interdisciplinar. Portanto, é de extrema importância a delimitação dos campos disciplinares a serem usados na investigação científica. Nesse contexto, a análise sistêmica dos manguezais da Baía do Araçá tem por base quatro pilares disciplinares: Ecologia (Schaeffer-Novelli & Cintrón 1986), História (Soffiati 2006), Geografia (Simmons 1993) e Antropologia (Crumley 1994, Diegues 2001).

Ao gerar dados de diferentes metodologias, ainda perdura a necessidade de integração entre elas (Figura 11.10). Isso ocorre por meio da seleção e da adequação dos dados a escalas espaciais e temporais compatíveis com os diferentes níveis de análise.

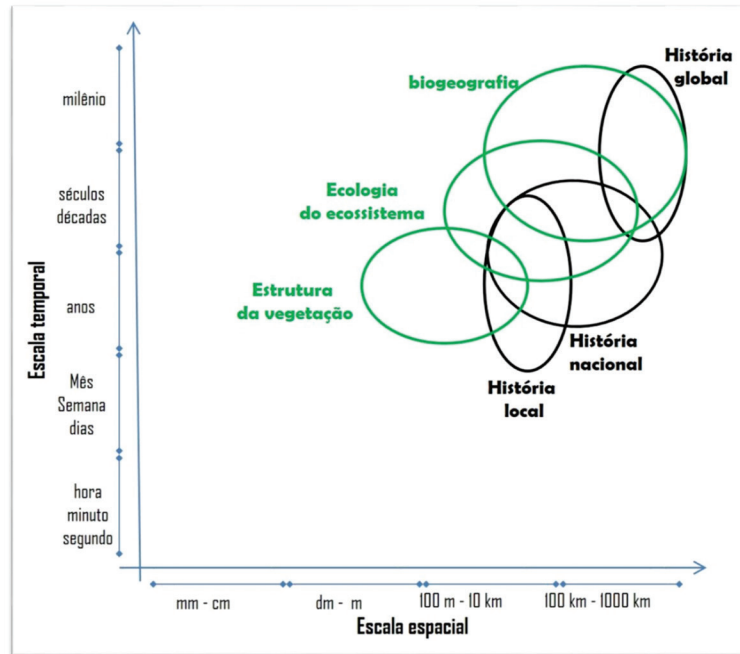


Figura 11.10. Representação gráfica das abrangências dos campos investigativos e escalas utilizadas no presente estudo, destacando como a sobreposição de escalas evidencia o arcabouço adequado a estudos de Ecologia Histórica. Adaptado de Szabó & Hédl 2011.

11.4.2 Campo

As etapas preliminares do estudo constituem acervo bibliográfico detalhado sobre documentos historicamente relevantes para caracterização ambiental e sociocultural do referido manguezal e seu entorno, além do contato com diversas instituições governamentais, não-governamentais e de pesquisa, numa busca ativa por imagens, fotos, mapas, cartas náuticas, reportagens, relatórios ou qualquer outro tipo de documentos historicamente relacionados à área de estudo.

Incursões investigativas em campo devem validar documentos que contenham informações incompletas, especialmente em relação à sua origem, data ou local de referência. Em campo, são efetuados registros fotográficos, possíveis amostragens e diversas anotações oriundas de observações de padrões e fenômenos do ambiente. Entrevistas podem ser realizadas para convalidar tais informações e, eventualmente, incrementar o acervo documental da pesquisa e as diferentes narrativas.

11.4.3 Análise dos dados

O principal acervo bibliográfico a ser analisado reúne textos históricos, livros, relatórios de pesquisas e documentos iconográficos como fotos, mapas, cartas náuticas e cartões postais. No caso da Baía do Araçá, grande parte desse material foi cedido pelo Departamento de Patrimônio Histórico e Cultural da Prefeitura da Estância Balneária de São Sebastião. Para organização do material, adota-se metodologia serial e qualitativa em relação a fontes textuais relevantes à história ambiental e sociocultural da região, em seus diversos níveis de escala: local, regional, nacional e até mundial, dependendo do objetivo da pesquisa. A utilização de imagens de satélite e de aerofotografias serve como base de referência qualitativa de análise da evolução do ecossistema, especialmente de tudo que é subsequente a interferências antrópicas, como construções de infraestrutura e aterramentos. Outra importante base de dados, dentro da perspectiva antropológica, é a digitalização de cartões postais e outros materiais fotográficos antigos. Toda a paisagem deve ser encarada como um tipo de documento histórico sobre o qual os humanos vêm escrevendo a respeito

de si mesmos e de seus ideais (narrativas). A representação visual da construção histórica das sociedades humanas, no espaço natural, pode ser apresentada a partir de mapas com as informações mais relevantes da paisagem, além das interconectividades dos fluxos de matéria e energia relativos ao ecossistema manguezal. Nesse sentido, todas as categorias de dados pretéritos, sejam elas fotos, mapas ou textos, passam a ser relevantes quando se trata da construção de narrativas com escopo histórico.

Com relação ao presente estudo, em relação a fontes textuais destacam-se o Relatório da Comissão Geográfica Geológica do Estado de São Paulo (1919) e o livro Memória Histórica de São Sebastião (Almeida 1959). No que diz respeito à paisagem da baía, a foto aérea mais antiga data de 1962 (Arquivos de Fotos Aéreas – AFA/USP). Documentação fotográfica digitalizada (cartões postais e fotografias aéreas oblíquas e séries históricas de imagens de satélite LANDSAT) foi analisada com auxílio do Sistema de Informação Geográfica (SIG), integrado em uma plataforma digital.

11.5 CONSERVAÇÃO

11.5.1 Plantio de mangue

Valendo-se da presença do enrocamento do aterro do retroporto, foi desenvolvido experimento com plantio de mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*). Esta espécie foi selecionada por ser a única com desenvolvimento radicular compatível com substrato composto por blocos de rocha de diferentes tamanhos. Os propágulos utilizados nos experimentos são oriundos do *Rhizophoretum*, única fonte desta espécie na Baía do Araçá. O plantio experimental do mangue foi concebido com intuito de recuperação da paisagem e, ainda, considerando a possibilidade de contribuir com a sensibilização do público para com a conservação do ecossistema manguezal na baía. O experimento foi conduzido com autorização do órgão responsável pela Área de Proteção Ambiental onde se insere a Baía do Araçá.

Os propágulos, coletados em estado maduro, diretamente das árvores do *Rhizophoretum*, foram plantados e cultivados até que se desenvolvessem os folíolos primários desde o hipocótilo. Neste estágio, as plântulas foram plantadas com remoção parcial dos blocos de rocha, e sua posterior recolocação, de modo a formarem verdadeira barreira de proteção contra a ação das ondas (Figura 11.11). Entretanto, os experimentos seguem até que os resultados sejam satisfatórios.



Figura 11.11. Plântulas dentro de tubos de conduíte encaixadas em ninhos feitos com as rochas locais.

11.5.2 Material de divulgação científica

No âmbito da conservação da biodiversidade local, foi concebido guia destinado à sensibilização da população quanto à importância do manguezal da Baía do Araçá, intitulado *Manguezal do Araçá – Guia ilustrado das árvores do manguezal* (<http://biota-araca.org/modulo4>).

11.6 FORMAS DE INTEGRAÇÃO: MÓDULOS E RESULTADOS

Durante o desenvolvimento do projeto, certas atividades foram realizadas de forma conjunta, como: 1. coletas da macrofauna bentônica no manguezal (módulos 3 e 4), que forneceram, após a triagem, material radicular para as análises de biomassa subterrânea; 2. coleta dos organismos para as análises da cadeia trófica (módulos 7 e 4) e, 3. integração com a base de dados da hidrodinâmica, que serviu para entendimento dos processos de sedimentação/erosão nos núcleos de manguezal, ao longo do tempo (módulos 5 e 4).

11.7 DISCUSSÃO: AVALIAÇÃO, APRENDIZAGEM E CRÍTICAS

11.7.1 Introdução

Em um projeto de tamanha envergadura, o planejamento inicial, mesmo após muitas discussões, acaba necessitando de ajustes ao longo do tempo. Os resultados demonstram o pleno atendimento aos objetivos iniciais propostos pelo módulo. Apesar da nossa experiência com o estudo do ecossistema manguezal, sempre há novidades e até mesmo a necessidade de variações metodológicas, como explicitado ao longo do capítulo.

11.7.2 Análise crítica da metodologia adotada

Projetos similares, com intuito de descrever a ecologia histórica, devem ser acompanhados por análises pedológicas, incluindo a amostragem de testemunhos na faixa do entremarés. Destacando, ainda, a possibilidade de incluir análises palinológicas.

Quanto aos estudos sob o enfoque da Ecologia Histórica, ressalta-se a dificuldade de encontrar registros em escalas e dimensões compatíveis para realizar análises de geoprocessamento precisos, para fins de estimativas quantitativas da área de ocupação dos núcleos de mangue ao longo do tempo (dados anteriores à década de 1940).

Quanto ao estudo da estrutura genética das populações de árvores de mangue da Baía do Araçá, a coleta das amostras e a extração de DNA definirá o potencial do material genético a ser trabalhado. Quando a qualidade do DNA não é boa, devido à contaminação por metabólitos secundários, compostos fenólicos e polissacarídeos, diminui a eficiência da amplificação via PCR e, conseqüentemente, aumenta a dificuldade para obtenção dos dados.

É de conhecimento que a utilização de protocolos de extração e *kits* para análises têm uso abrangente na área biológica. O protocolo CTAB é um dos mais utilizados, além de garantir boa quantidade de DNA limpo e conservado, porém o uso do MATAB funciona melhor para as espécies de mangue, com a modificação das concentrações do β -mercaptoetanol, o aumento do PVP e aumento de incubação a 65°C, pode-se obter uma extração de maior qualidade (Lira-Medeiros *et al.* 2010).

A PCR é muito utilizada por vários métodos de avaliação de diversidade genética, uma vez que

permite a amplificação de sequências de DNA a partir de iniciadores (*primers*) (Frankham *et al.* 2008). Seu uso facilita a visualização dos polimorfismos do DNA e a análise da diversidade genética. Os marcadores ISSR podem ser amplificados em qualquer espécie vegetal e, por isso, não precisam de conhecimento prévio da sequência de DNA, o que diminui o tempo de laboratório e os custos do projeto. A desvantagem é a limitação da técnica quanto à quantidade de polimorfismo encontrado e ao seu caráter dominante, que inviabiliza o conhecimento de diferentes alelos em um mesmo *loci*, ou seja, a visualização de heterozigotos.

Os marcadores ISSR, devido à facilidade e baixo custo, são usados com frequência em trabalhos populacionais cujo objetivo é avaliar a diversidade genética e a troca gênica entre populações, e pode ser analisada mais rapidamente que outras técnicas semelhantes (Matthews *et al.* 1999, Rakoczy-Trojanowska & Bolobok 2004, Gravitol *et al.* 2011). Por outro lado, os ISSRs podem ser adaptados às mais diversas condições laboratoriais e de orçamento, pois possuem facilidade de amplificação em quaisquer espécies. A análise por vezes torna-se complicada, pois como é feita por meio da contagem manual de banda no gel de agarose, pode gerar pequenos erros. Para evitá-los, torna-se necessária a amplificação de grande quantidade de marcadores, da ordem de 100 é o ideal, mas difícil de ser alcançada. Por isso, é preciso ter um equilíbrio entre o número de amostras e o número de marcadores, para que a amostragem populacional seja realizada de forma robusta.

Estudos sobre estrutura e genética de populações das espécies vegetais típicas de mangue apenas se iniciam no Brasil. Seu potencial se torna praticamente imperativo devido ao gradiente latitudinal de ocorrência de manguezais (Amapá a Santa Catarina), às mudanças climáticas e à relação destes com a diversidade genética.

Agradecimentos

À Autorização do Comitê Técnico–COTEC/IF (carta n.º 411/2014 D51/2014 BA), Estado de São Paulo, Brasil. Somos gratos também aos colaboradores de campo, M.Sc. Diego Igawa Martinez e M.Sc. Jussara Shirazawa de Freitas.

11.8 REFERÊNCIAS

- AGARWAL, M.; SHRIVASTAVA, N.; PADH, H. 2008. Advances in molecular marker techniques and their applications in plant sciences. *Plant Cell Reports*, 27(4): 617-631.
- ALMEIDA, A.P. 1959. Memória histórica sobre São Sebastião. XIX Revista História, São Paulo, Brasil.
- BERNINI, E. 2015. Monitoramento do ecossistema manguezal: fenologia reprodutiva. pp. 77-82. *In*: TURRA, A.; DENADAI, M.R. (Orgs.) Protocolos de campo para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos. IOUSP, São Paulo. Disponível em: <http://www.producao.usp.br/handle/BDPI/48874>
- BALÉE, W. 1998. Advances in historical ecology. *Historical ecology: premises and postulates*. Columbia University Press, New York. Pp. 13-29.
- BORNET, B.; BRANCHARD, M. 2001. Nonanchored Inter Simple Sequence Repeat (ISSR) markers: reproducible and specific tools for genome fingerprinting. *Plant Molecular Biology Reporter*, 19: 209-215.
- BRANDÃO, M.M. 2008. Diversidade genética de *Myrcia splendens* (SW.) DC. (*Myrtaceae*) por marcadores ISSR em sistema corredor-fragmento semidecíduais no Sul de Minas Gerais Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Lavras, Lavras.

- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.-P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145: 87-99.
- CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. pp. 91-113. *In*: SNEDAKER, S.C.; SNEDAKER, J.G. (Eds.) *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO Monographs on oceanographic methodology: 8.
- COMISSÃO GEOGRÁFICA E GEOLÓGICA DO ESTADO DE S. PAULO. 1919. Relatório: exploração do rio Juqueryquerê, 2ª edição.
- CRUMLEY, C.L. 1994. *Historical ecology: cultural knowledge and changing landscapes*. 1ª Ed. University of Washington Press, New Mexico.
- DENEVAN, W. 1992. The pristine Myth: The Landscape of the Americas in 1492. *Annals of the Association of American Geographers Journal*, 82(3): 369-385.
- DIEGUES, A.C.S. 2001. *Ecologia humana e planejamento costeiro*. Nupaub, USP, São Paulo.
- ELLSTRAND, N.C.; ELAM, D.R. 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 24: 217-242.
- ELLSTRAND, N.C. 2014. Is gene flow the most important evolutionary force in plants? *American Journal of Botany*, 101(5): 737-753.
- FRANKHAM, R. 2010. Challenges and opportunities of genetic approaches to biological conservation. *Biological Conservation*, 143(9): 1919-1927.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J.D.; BRISCOE, D.A. 2008. *Fundamentos de genética da conservação*. SBG, Ribeirão Preto.
- HOLSINGER, K.E.; LEWIS, P.O. 2003. *HICKORY: a package for analysis of population genetic data V1. 0*. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs, USA.
- KREMER, A.; POTTS, B.M.; DELZON, S. 2014. Genetic divergence in forest trees: understanding the consequences of climate change. *Functional Ecology*, 28(1): 22-36.
- LIRA-MEDEIROS, C.F. 2008. *Diferentes abordagens na avaliação da estrutura genética populacional*. Tese de doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 217 p.
- LIRA-MEDEIROS, C.F.; CARDOSO, M.A.; FERNANDES, R.A.; FERREIRA, P.C.G. 2015. Analysis of genetic diversity of two mangrove species with morphological alterations in a natural environment. *Diversity*, 7: 105-117.
- LIRA-MEDEIROS, C.F.; CARDOSO, M.A.; FERREIRA, P.C.G. 2006. Uso de microssatélites em estudos de biologia da conservação. *Floresta e Ambiente*, 13: 25-36.
- LIRA-MEDEIROS, C.F.; GRATIVOL, C.; FERREIRA, P.C.G. 2013. Relationship of the genetic diversity of *Jatropha curcas* in Brazil and worldwide. pp 251-262. *In*: BAHADUR, B.; SUJATHA, M.; CARELS, N. (Eds.) *Jatropha, challenges for a new energy crop*, Volume 2: Genetic Improvement and Biotechnology. Springer-Verlag, New York. 614 p.
- LIRA-MEDEIROS, C.F.; PARISOD, C.; FERNANDES, R.A.; MATA, C.S.; CARDOSO, M.A.; FERREIRA, P.C.G. 2010. Epigenetic variation in mangrove plants occurring in contrasting natural environment. *PLoS ONE*, 5: e10326.

- MATTHEWS, D.; MCNICOLL, J.; HARDING, K.; MILLAM, S. 1999. 5'-anchored simple-sequence repeat primers are useful for analysing potato somatic hybrids. *Plant Cell Reports*, 19: 210-212.
- NEI, M. 1978. Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics*, 89(3): 583-590.
- PRITCHARD, J.K.; WEN, X.; FALUSH, D. 2010. Documentation for structure software: Version 2.3. University of Chicago, Chicago, IL.
- RAKOCZY-TROJANOWSKA, M.; BOLIBOK, H. 2004. Characteristics and a comparison of three classes of microsatellite-based markers and their application in plants. *Cellular & Molecular Biology Letters*, 9: 221-238.
- SANTOS, A.J.R. 2013. Estudo do estado de conservação e diversidade genética das espécies de mangue *L. racemosa* e *A. schaueriana*, presentes em um manguezal em restauração. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Veiga de Almeida, Rio de Janeiro.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; VALE, C.C.; CINTRÓN, G. 2015. Protocolo de monitoramento do ecossistema manguezal – estrutura e características funcionais – como indicador de mudanças climáticas. pp. 59-76. *In*: TURRA, A.; DENADAI, M.R. (Orgs.) Protocolos de campo para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos. IOUSP, São Paulo. Disponível em: <http://www.producao.usp.br/handle/BDPI/48874>
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G. 1986. Guia para estudos em áreas de manguezal: estrutura, função e flora. *Caribbean Ecological Research*, São Paulo.
- SIMMONS, I.G. 1993. *Environmental History: a concise introduction*. Blackwell Publisher, Oxford, UK. 206 p.
- SOFFIATI, A.O. 2006. *Manguezal na História e Cultura do Brasil*. 1ª Ed. Editora Faculdade de Direito de Campos, Rio de Janeiro.
- SZABÓ, P.; HÉLD R. 2011. Advancing the integration of history and ecology for conservation. *Conservation Biology*, 25: 680-687.
- THIOLOUSE, J.; CHESSEL, D.; DOLÉDEC, S.; OLIVIER, J.M. 1996. ADE-4: A multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*, 7: 75-83.
- TWILLEY, R.R.; CHEN, R. IT.; HARGIS, T. 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, & Soil Pollution*, 64: 265-288.
- WILLING, E.-M.; DREYER, C.; VAN OOSTERHOUT, C. 2012. Estimates of genetic differentiation measured by F_{ST} do not necessarily require large sample sizes when using many SNP markers. *PloS ONE*, 7(8): e42649. Doi:10.1371/journal.pone.0042649
- YEH, F.C.; YANG, R.C.; BOYLE, T.B.; YE, Z.H.; MAO, J.X. 1997. POPGENE, the user-friendly shareware for population genetic analysis. *Molecular biology and biotechnology centre*, University of Alberta, Canada, 10.
- YOUNG, A.; BOYLE, T.; BROWN, T. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(10): 413-418.
- ZIETKIEWICZ, E.; RAFALSKI, A.; LABUDA, D. 1994. Genome fingerprinting by simple sequence repeat (SSR)-anchored polymerase chain reaction amplification. *Genomics*, 20: 176-183.

12 – INTERAÇÕES TRÓFICAS

Lucy S. H. Soares, Lidia P. L. Arantes, Marinella C. J. Pucci

12.1 INTRODUÇÃO

Teias alimentares são representações da transformação do material orgânico de um ecossistema (Longhurst & Pauly 2007), bem como dos processos dos ciclos biogeoquímicos de carbono e nitrogênio.

Nesse contexto, os estudos foram desenvolvidos com a meta de descrever a teia alimentar da Baía do Araçá, objetivando identificar as fontes primárias de matéria orgânica e detectar as interações tróficas dos componentes dessa teia.

As teias podem ser construídas com base em dados de estruturas anatômicas, de observações diretas de ingestão, conteúdo do trato digestório e isótopos estáveis (Valiela 1995). Neste trabalho, foram utilizados dados de hábitos alimentares e de isótopos estáveis como métodos complementares.

Os dados de hábitos alimentares fornecem informações taxonômicas das presas ingeridas, permitindo traçar as relações entre os componentes de um ecossistema.

Os principais isótopos utilizados em estudos de teias tróficas são os de carbono (^{13}C) e nitrogênio (^{15}N), tradicionalmente acoplados (Peterson & Fry 1987). Os dados das razões dos isótopos de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C} - \delta^{13}\text{C} \text{ ‰}$) permitem identificar a fonte primária de carbono para matéria orgânica basal de uma teia alimentar, enquanto os dados de isótopos estáveis de nitrogênio ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N} - \delta^{15}\text{N} \text{ ‰}$) permitem obter a posição trófica dos consumidores e também a proporção dos componentes da dieta assimilada.

Os estudos foram desenvolvidos tendo como horizonte a consecução de dois objetivos específicos do projeto temático: 1. Avaliar o papel da biota quanto à produtividade, processamento e exportação da matéria orgânica, revelando sua importância para o funcionamento, fluxo de matéria e energia e conservação da área e 2. Investigar as relações funcionais entre os diferentes compartimentos da teia trófica (relações presa-predador) desse ecossistema costeiro, escolhido como modelo.

12.2 METODOLOGIA

12.2.1 Critérios utilizados para o delineamento amostral

O delineamento amostral deste trabalho, considerando tanto o uso dos dados de hábitos alimentares quanto o dos isótopos estáveis, foi produto da integração interdisciplinar, tendo sido a amostragem executada em conjunto com as equipes dos módulos de cada aspecto do projeto *Biota-Araçá* ou sob a orientação de seus coordenadores (Figura 12.1). Os resultados foram interpretados à luz das interações biofísicas e serviram de subsídios para a modelagem ecológica.

Inicialmente, são apresentados os critérios espaço-temporais da amostragem e para a seleção das espécies, considerados para os dois métodos, e a seguir a metodologia específica e/ou detalhada de cada um.

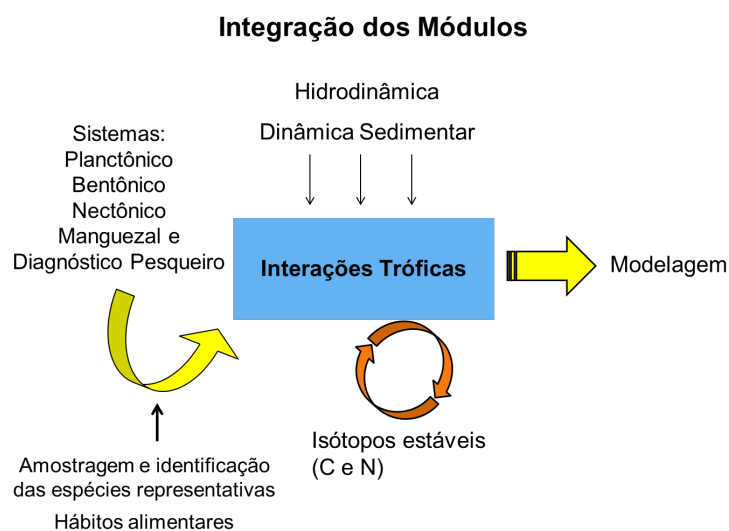


Figura 12.1. Esquema da integração interdisciplinar aplicado.

Amostragem – Variável temporal

Duas épocas do ano, verão e inverno, foram consideradas para a amostragem. A escolha dessas épocas foi baseada na informação de que a temperatura das águas superficiais da baía apresenta caráter marcadamente sazonal (Wainer & Tashetto 2008); e as condições hidrográficas apresentam padrão diferenciado entre primavera-verão e outono-inverno, associado à presença ou não da Água Central do Atlântico Sul (Castro *et al.* 2008).

Amostragem – Variável espacial

Três regiões foram consideradas para o estudo baseado nos isótopos estáveis: continente, entremarés e sublitoral, no Canal de São Sebastião. Na região continental (terrestre e Córrego Mãe Isabel), foram obtidas amostras de organismos produtores com a finalidade de detectar sua influência como fontes de carbono e nitrogênio para a biota marinha. Na região entremarés foram considerados o manguezal, o substrato consolidado e o substrato inconsolidado. No caso do uso de dados de hábitos alimentares, a baía foi considerada como uma unidade.

Seleção de espécies

Os critérios para seleção das espécies de produtores e consumidores foram suas abundâncias e, no caso dos consumidores, também o grupo trófico e sua importância comercial. Uma seleção prévia das espécies-alvo deste módulo foi feita, baseada em: 1. dados pretéritos (Rossi-Wongtschowski *et al.* 1997, Gibran 2007, Rossi-Wongtschowski *et al.* 2008, Soares *et al.* 2008, Amaral *et al.* 2010, Lopez 2011, Governo do estado de São Paulo 2012); 2. nas sugestões do I *Workshop* (CEBIMar/USP, julho de 2012); 3. nos resultados das coletas-piloto dos módulos sistemas bentônico, manguezal e nectônico (outubro de 2012); 4. em observações feitas durante visita realizada à baía quando da elaboração do projeto (08 de outubro de 2010) e, 5. no conhecimento da comunidade local.

Uma lista de espécies, assim construída, serviu de referência para a coleta de organismos destinados à análise de isótopos estáveis no verão (janeiro – março de 2013), bem como para o levantamento dos hábitos alimentares dos consumidores. Essa lista foi sendo atualizada no decurso das coletas em campo, seguindo

sugestões dos pesquisadores responsáveis pelo estudo dos diversos sistemas. Uma nova lista foi aplicada nas coletas de inverno (junho – julho de 2013), sendo que além das espécies locais, foram incluídas duas espécies introduzidas no sistema, o poliqueta *Branchiomma luctuosum* e o siri *Charybdis helleri*.

Para a coleta, foram elaborados Protocolos, também com a colaboração da equipe de cada módulo. Detalhamento sobre a metodologia de uso das informações dos hábitos alimentares e sobre o uso dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio é apresentado a seguir.

12.2.2 Uso dos dados de hábitos alimentares

Obtenção de dados

Para esta abordagem, não foi realizado trabalho de campo vinculado a este módulo. Os dados sobre os peixes foram obtidos pela análise de tratos digestórios (Arantes 2014) amostrados nas campanhas do Módulo – Sistema Nectônico e os dos demais consumidores, por meio de levantamentos de dados pretéritos.

Análise dos dados

O tratamento dos dados de hábitos alimentares dos consumidores permitiu gerar produtos-fim, como a construção de um modelo descritivo da teia alimentar (Figura 12.2) e produtos-meio, como os agrupamentos tróficos (Tabela 12.1), que serviram de subsídio para determinação dos boxes do modelo *Ecopath with Ecosim* (Módulo 11 – Modelagem Ecológica).

Teia alimentar

Para a construção do diagrama da teia alimentar, foram considerados os principais itens alimentares ou o hábito alimentar dos consumidores e feitas ligações entre as presas e os predadores, indicando o sentido do fluxo do alimento (Figura 12.2, Soares *et al.* 2015).

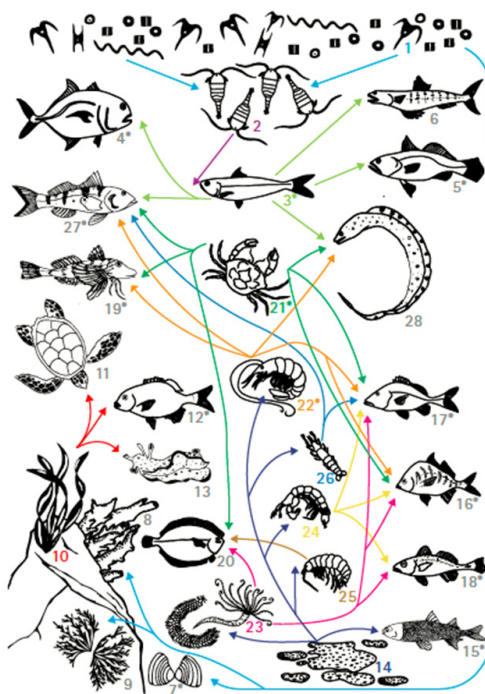


Figura 12.2. Teia alimentar da Baía do Araçá, São Sebastião, estado de São Paulo (Soares *et al.* 2015). As setas indicam o sentido do fluxo de alimento. Os organismos marcados com (*) são utilizados na alimentação humana. Produtores ou Base da cadeia: 1 - fitoplâncton; 10 - macroalga; 14 - detrito de fundo. Consumidores: 2 - zooplâncton; 3 - sardinha; 4 - xaréu; 5 - goete; 6 - peixe-lagarto; 7 - berbigão; 8 - esponja; 9 - briozóario; 11 - tartaruga-verde; 12 - pirajica; 13 - aplúsia (molusco); 15 - parati; 16 - carapeba; 17 - corcoroca; 18 - corvina; 19 - cabrinha; 20 - linguado; 21 - siri; 22 - camarão; 23 - poliqueta; 24 - tanaidáceo; 25 - anfípode; 26 - corrupto; 27 - michole-de-areia; 28 - moreia.

Grupos tróficos

Para a formação dos grupos tróficos, foram integrados os resultados da seleção das espécies mais importantes do sistema neotônico (módulo 2), os resultados sobre o hábito alimentar de peixes obtidos por Arantes (2014) e aqueles presentes na literatura. A seleção das espécies de peixes foi baseada no índice de importância relativa (índice que pondera a ocorrência, a abundância e a massa; IIR cumulativos > 80%). A lista das espécies de aves que compuseram o montante cumulativo de IIR > 80% foi fornecida por Patrícia Luciano Mancini (MZUSP – comunicação escrita). O agrupamento trófico das espécies foi baseado nos itens principais da dieta. A Tabela 12.1, contendo os grupos tróficos dos peixes, exemplifica o método aplicado.

Tabela 12.1. Composição dos grupos tróficos de peixes, por época do ano.

GRUPOS TRÓFICOS	Itens principais da Dieta	out/12	mar/13	jul/13	nov/13	jan/14	Referências
PEIXES							
Herbívoros							
<i>Kyphosus sectatrix</i>	plantas e macroalgas			X	X	X	Froese & Pauly, 2013
<i>Nicholsina usta usta</i>	plantas e macroalgas			X			Froese & Pauly, 2014
Onívoros							
<i>Mugil curema</i>	Detritos e diatomáceas bentônicas	X	X	X	X	X	Deus et al., 2007; Froese & Pauly, 2013
<i>Atherinella brasiliensis</i>	Plâncton	X	X	X	X	X	Chaves & Vendel, 2008
<i>Harengula clupeiola</i>	Plâncton	X	X	X	X	X	Goitein, 1984; Chaves & Vendel, 2008
<i>Sardinella brasiliensis</i>	Plâncton		X	X		X	Goitein, 1983
Carnívoros							
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Peixes		X	X	X	X	Soares et al., 2008; Froese & Pauly, 2013; Arantes, 2014
<i>Trichiurus lepturus</i>	Peixes	X	X	X	X		Soares et al., 2008; Froese & Pauly, 2013; Arantes, 2014
<i>Centropomus parallelus</i>	Peixes e Inv. Bentônicos (Crustáceos)	X	X	X	X	X	Froese & Pauly, 2013; Arantes, 2014
<i>Epinephelus marginatus</i>	Peixes e Inv. Bentônicos (Crustáceos)		X	X		X	Froese & Pauly, 2013; Arantes, 2014
<i>Lutjanus analis</i>	Peixes e Inv. Bentônicos (Crustáceos)		X	X	X	X	Arantes, 2014; Froese & Pauly, 2014
<i>Menticirrhus americanus</i>	Peixes e Inv. Bentônicos (Crustáceos)	X	X	X	X	X	Soares et al., 2008; Froese & Pauly, 2013; Arantes, 2014
<i>Chaetodon striatus</i>	Invertebrados Bentônicos						Froese & Pauly, 2014
<i>Dasyatis guttata</i>	Invertebrados Bentônicos	X		X	X		Gianeti 2011; Grijalba-Bendeck et al., 2012; Marion, 2015
<i>Diapterus rhombus</i>	Invertebrados Bentônicos (poliquetas e crustáceos da infauna)	X	X	X	X	X	Soares et al., 2008; Froese & Pauly, 2013; Arantes, 2014
<i>Eucinostomus argenteus</i>	Invertebrados Bentônicos (poliquetas e crustáceos da infauna)	X	X	X	X	X	Soares et al., 2008; Froese & Pauly, 2013
<i>Haemulon steindachneri</i>	Invertebrados Bentônicos (poliquetas e crustáceos da infauna)	X	X	X	X	X	Soares et al., 2008; Froese & Pauly, 2014; Arantes, 2014
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	Invertebrados Bentônicos (poliquetas e crustáceos da infauna)	X	X	X	X	X	Soares et al., 2008; Froese & Pauly, 2013; Arantes, 2014
<i>Stephanolepis hispidus</i>	Invertebrados Bentônicos (poliquetas, ofiuróides e crustáceos da infa)	X		X	X	X	Froese & Pauly, 2014; Soares et al., 2008
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	Invertebrados Bentônicos (Bivalves)	X	X	X	X	X	Arantes, 2014; Froese & Pauly, 2014

12.2.3 Uso de isótopos estáveis de carbono e nitrogênio

Informações básicas para uso da técnica

O entendimento da base teórica é essencial para a aplicação de isótopos estáveis no estudo das teias alimentares, desde o delineamento amostral até a interpretação dos resultados. Nesse sentido, uma breve síntese é aqui apresentada. Uma fundamentação ampliada está disponível em Pucci (2016).

A entrada do carbono (CO_2 atmosférico: $\delta^{13}\text{C} = -8\text{‰}$ a -7‰) nas teias alimentares ocorre por meio da fotossíntese, e seu retorno à atmosfera e aos sistemas terrestres e aquáticos envolve os processos de respiração e decomposição da matéria orgânica, além da queima de combustíveis fósseis (Peterson & Fry 1987). Em decorrência de diferentes vias fotossintéticas (exemplo, plantas C3 e C4) e do maior ou menor fracionamento nas reações bioquímicas, os produtores apresentam diferentes valores de $\delta^{13}\text{C}$, que são considerados seus indicadores na base de uma teia alimentar (O'Leary 1981, Fry & Sherr 1984, Fry 2006). Nos oceanos, as trocas de dióxido de carbono (CO_2) entre a atmosfera e a superfície da água envolvem o fracionamento entre o CO_2 atmosférico ($\delta^{13}\text{C} = -8\text{‰}$ a -7‰) e o CO_2 total (principalmente bicarbonato) na superfície ($\delta^{13}\text{C} = 1\text{‰}$). A partir desses valores basais e considerando-se um aumento de cerca de 1‰ em cada etapa de transformação trófica (Vander Zanden & Rasmussen 2001), é possível identificar as vias de participação dos consumidores.

O nitrogênio atmosférico – N_2 (78%) é a fonte inicial de N para os ecossistemas, sendo fixado por cianobactérias e leguminosas em simbiose com bactérias fixadoras de N_2 . As principais formas utilizadas pelos autótrofos são os íons amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-). O nitrogênio atmosférico apresenta $\delta^{15}N$ de 0‰, enquanto que o nitrogênio dissolvido em água do mar varia entre 0‰ e 1‰. Os valores de $\delta^{15}N$ do fitoplâncton marinho variam entre 3‰ e 12‰ e são afetados pela concentração de nitrato (Owens 1987, Michener & Schell 1994).

Nos consumidores, os valores de $\delta^{15}N$ são expressões da dieta assimilada dos organismos, sendo utilizados, principalmente, para a identificação da posição dos animais na teia trófica. Entre os consumidores, o enriquecimento em ^{15}N do animal em relação ao seu alimento se deve à excreção, preferencialmente por meio da urina, de ^{14}N -ureia e ^{14}N -amônia ($^{14}N-NH_3$) do que ^{15}N -ureia e ^{15}N -amônia ($^{15}N-NH_3$). Esse processo é responsável pelo aumento de 1,3‰ a 5,3‰ do $\delta^{15}N$ nos níveis tróficos sucessivamente mais altos (e.g. DeNiro & Epstein 1981, Minagawa & Wada 1984, Peterson & Fry 1987, Vander Zanden & Rasmussen 2001, Post 2002, McCutchan *et al.* 2003, Montoya 2007).

Relevante no estudo é o conhecimento sobre a velocidade de incorporação dos isótopos (*isotope time turnover*) dos componentes da teia, informação fundamental para estabelecer o delineamento amostral, bem como para a interpretação dos resultados. Por exemplo, essa taxa é da escala de dias para o plâncton (Montoya *et al.* 1991), enquanto é de meses para músculos de peixes (Lorrain *et al.* 2002, Buchheister & Latour 2010, Fanelli & Cartes 2010).

A velocidade de incorporação dos isótopos também é essencial para a escolha dos tecidos dos consumidores a serem analisados, pois ela varia de acordo com a espécie, o tamanho e a taxa de crescimento, e entre os tecidos de um mesmo organismo devido, principalmente, à variação bioquímica de sua composição (Tieszen *et al.* 1983, Suring & Wing 2005, Martinez del Rio *et al.* 2009).

Campo e procedimentos de laboratório, Etapa 1 (tratamentos realizados nos laboratórios do Centro de Biologia Marinha – CEBIMar/USP)

Amostras, no mínimo réplicas, de produtores primários e de consumidores representativos da área de estudo foram coletadas durante os períodos de verão (janeiro– março de 2013) e inverno (junho – julho de 2013) na região continental e de entremarés, e no sublitoral.

As coletas dos organismos da região continental e do entremarés (praia, costão rochoso e manguezal) foram feitas por busca ativa, nos horários de marés baixas de sigízia; amostras da macrofauna bentônica e de sedimento do sublitoral foram obtidas a bordo de embarcações, utilizando-se equipamentos específicos (detalhamento em métodos dos Capítulos 9 e 10, neste livro).

Coletas de peixes e invertebrados foram realizadas com várias artes de pesca, a bordo de embarcações ou a pé, nos horários de maré alta (detalhamento em métodos do Capítulo 5).

Amostras de água para análise do material particulado em suspensão (MPS) foram coletadas com garrafas de van Dorn ou baldes, e amostras de zooplâncton foram obtidas a bordo de lanchas. No caso da MPS do córrego Mãe Isabel, a água foi coletada a pé, a partir da margem.

A preparação e o tratamento das amostras seguiram, em geral, a metodologia contida em Monteiro *et al.* (1991), Sholto-Douglas *et al.* (1991), Hobson *et al.* (1995), Corbisier *et al.* (2006), Abrantes & Sheaves (2009), Corbisier *et al.* (2014) e Soares *et al.* (2014).

Produtores

Matéria particulada em suspensão (MPS): representa o fitoplâncton e a matéria orgânica em suspensão. Amostras de água foram coletadas na região continental (córrego Mãe Isabel), na região entre-

marés (zona superior e intermediária) e na região sublitoral, em pontos ao longo das isóbatas de 2-4, 8-10 e 20-24 m de profundidade. A MPS foi obtida, filtrando-se a água do mar, primeiramente em uma rede de malha de 125 μm e, em seguida, em um filtro de fibra de vidro 47 mm, GF/F (*glass fiber filter*) com poro de 0,7 μm , pré-queimado (450-490°C por 4 h), até o entupimento dos poros, avaliado pelo fluxo lento de água. Os filtros foram armazenados a -20°C até o próximo tratamento.

Matéria orgânica da superfície do sedimento (MOSS): amostras de sedimento da camada superior (2 cm) do substrato inconsolidado foram coletadas na região entremarés (zona superior e intermediária) e na região sublitoral, em pontos ao longo das isóbatas de 2-4, 8-10 e 20-24 m de profundidade, sendo mantidas congeladas até o próximo tratamento.

Microfitobentos (MFB): amostras foram obtidas nos mesmos pontos de MOSS. Na região entremarés, elas foram coletadas na superfície do substrato inconsolidado, com auxílio de uma espátula; na região sublitoral, na camada superior da amostra coletada pelo pegador van Veen. O procedimento de coleta seguiu a metodologia adaptada de Abrantes & Sheaves (2009). As amostras foram distribuídas homogeneamente em uma bandeja, completadas com água do mar filtrada, cobertas por uma rede (com malha de 63 μm) e mantidas durante uma noite (24 horas). Após esse intervalo de tempo, a rede e as algas aderidas foram lavadas em água destilada, secas em estufa a 60°C (durante 24 h) e o material armazenado em tubos criogênicos.

Plantas: as amostras foram obtidas na região continental e no sublitoral, e nos núcleos de manguezal. Cinco folhas de indivíduos de plantas C3 e C4 foram colhidas manualmente, lavadas suavemente com água destilada e mantidas em congelador. Das plantas C3, foram colhidas folhas verdes e marcescentes, frutos e propágulos.

Macroalgas, turf e Bostrychietum: amostras do substrato rochoso (talos de macroalgas e *turf*) e do manguezal (talos de macroalgas e *Bostrychietum*) foram colhidas manualmente, lavadas suavemente, primeiramente com água do mar filtrada e, em seguida, com água destilada, e mantidas congeladas. As epífitas desses produtores não foram removidas, portanto os valores isotópicos representam essa associação.

Consumidores

Zooplâncton: as amostras foram coletadas com rede de fechamento de malha de 100 μm , em arrastos realizados nos pontos dos transectos das faixas de 2-4 m e de 8-10 m de profundidade. Os organismos foram mantidos vivos em água do mar por cerca de 2 horas. Em laboratório, foram separados em 4 frações de tamanho (< 300 μm , entre 300 e 650 μm , entre 650 μm e 1mm e > 1 mm) e congelados.

Peixes: espécies representativas da ictiofauna da área de estudo, de acordo com sua ocorrência, abundância, massa e importância comercial, pertencentes a diferentes grupos tróficos foram selecionadas. Elas foram coletadas por meio de diversos petrechos de pesca (detalhamento da amostragem no Capítulo 5, deste livro), imediatamente resfriadas e congeladas. Foram obtidas amostras de tecido de, no mínimo, 3 indivíduos da maioria das espécies, cujos exemplares foram medidos (comprimento total; mm) e pesados (0,1 g). Amostras de tecido muscular branco foram retiradas da parte superior do tronco, atrás da nadadeira peitoral, embaladas em papel alumínio e congeladas. Esse tecido tem sido considerado menos variável em $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do que outros (Pinnegar & Polunin 1999, Yokoyama *et al.* 2005).

Invertebrados bentônicos: espécies de invertebrados (herbívoros, carnívoros, detritívoros, suspensívoros e depositívoros) representativas da macrofauna da faixa interna e intermediária das praias, e das faixas de 8-10 m e de 20-24 m do sublitoral foram amostradas, entre elas aquelas de importância comercial como camarões, siris, caranguejos, moluscos, ostras e mexilhões. Foram retiradas amostras de músculo branco abdominal dos camarões, das quelas e apêndices torácicos dos siris e caranguejos, do músculo do pé dos gastrópodes e do músculo adutor dos bivalves (Abrantes & Sheaves 2009). Todas as amostras foram embaladas em papel alumínio e congeladas.

Os invertebrados bentônicos de pequeno tamanho da macrofauna e os moluscos foram mantidos vivos, em aquários, por períodos de 3 a 24 horas, para que houvesse limpeza dos tratamentos digestórios. Após esse período, amostras contendo massa úmida suficiente para as análises (amostras individuais ou compostas por vários exemplares) foram embaladas em papel alumínio e congeladas. Foi considerada a quantidade de massa seca exigida (~ 1-1,5 mg) pelo laboratório que analisou as amostras deste trabalho (*Davis Stable Isotope Facility*) e a composição de cerca de 70 a 90% de água dos organismos.

O número de organismos e a massa úmida de cada amostra foram registrados para cada grupo de invertebrado. Alguns exemplos: n=30-40 para *Laeonereis* sp. (poliqueta da macrofauna); n=500 para *Saccocirrus gabriellae* (poliqueta da meiofauna); n=50-80 para *Monokalliapseudes schubarti* (tanaidáceo); n=8-30 para *Gammaridea*; n=50-100 para *Olivella minuta* (gastrópode).

Procedimentos de laboratório, Etapa 2 (tratamentos realizados nos laboratórios do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – IOUSP/USP)

Após a coleta e preparação em campo, a maioria das amostras congeladas foi submetida a dois tratamentos de preparação (secagem-moagem e pesagem), com exceção das amostras que continham CaCO₃ inorgânico (sedimento, microfitobentos, *turf*, equinodermos e outros invertebrados com carapaças de carbonato de cálcio), que foram submetidas ao processo de acidificação.

A acidificação (com HCl 1N) consiste em remover o carbono inorgânico presente nas amostras, já que esse elemento pode interferir nos valores finais dos isótopos estáveis de carbono (Ingram 1971, Sholto-Douglas *et al.* 1991, Barros *et al.* 2010). As amostras para a análise de N devem ser separadas antes da acidificação.

Secagem-moagem das amostras congeladas

Todas as amostras dos produtores e consumidores foram secas em estufa a 60°C durante 24 horas, maceradas até ser obtido pó homogêneo e armazenadas em tubos criogênicos.

Pesagem

A pesagem da amostra em pó foi feita em balança com precisão de 0,0001 g e armazenada em cápsulas de estanho, mantidas em dessecador até seu envio para o laboratório de análises isotópicas.

A quantidade necessária para análise dual de isótopos de carbono e nitrogênio variou de acordo como o material: para a maioria dos animais, a quantidade foi em torno de 1,5 mg; para as macroalgas e vegetais, cerca de 4 mg; para o material particulado suspenso (MPS), 50 mg.

No caso das amostras acidificadas, foram retiradas duas amostras, uma para análise de carbono e outra para nitrogênio, como segue: 1,5 mg para os animais; de 4 mg para *turf*; 10 mg para microfitobentos; 60 mg para matéria orgânica do sedimento.

Procedimentos de laboratório, Etapa 3

Para este estudo, as amostras foram analisadas na Universidade da Califórnia, no *Davis Stable Isotope Facility* (<http://stableisotopefacility.ucdavis.edu>), por espectrometria de massa (IRMS), de acordo com o protocolo desse laboratório. A maioria das amostras, com exceção dos filtros de MPS e das amostras de MOSS, foi analisada por meio do analisador elemental PDZ Europa ANCA-GSL interconectado a um IRMS PDZ Europa 20-20. Os filtros de MPS e as amostras de MOSS foram analisados por um analisador elemental *Elementar Vario EL Cube* ou *Micro Cube* (*Elementar Analysensysteme GmbH*, Hanau, Alemanha) conectado a um IRMS PDZ Europa 20-20.

Os resultados dos isótopos estáveis foram expressos com notação *delta* (δ), em partes por mil (‰), de acordo com Peterson & Fry (1987):

$$\delta X = [(R_{amostra}/R_{padr\~{a}o}) - 1] \times 10^3,$$

em que $X = {}^{13}\text{C}$ ou ${}^{15}\text{N}$ and $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ ou ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$.

Análise dos dados

A partir dos valores descritivos de $\delta^{13}\text{C}$, foram identificados os principais produtores da base da teia da Baía do Araçá. Com os dados da amplitude de valores de $\delta^{13}\text{C}$, foi construída uma figura dos valores dos grupos de produtores, que permitiu a sua comparação com os valores disponíveis na literatura (Fry & Sherr 1984, Maberly *et al.* 1992).

Com a construção do *biplot* dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos produtores e consumidores foram construídas três sub-teias da baía: 1. do fundo inconsolidado e manguezal, em condição de maré baixa; 2. do fundo consolidado da região entremarés, em condição de maré baixa e, 3. do fundo inconsolidado do sublitoral, incluindo os produtores e os invertebrados. Foi também construída uma teia, incluindo os peixes e as lulas, animais que ocupam tanto a região entremarés quanto o sublitoral.

A análise dessas teias permitiu tanto a identificação da base primária de carbono dos diversos consumidores quanto a sua posição relativa. Além disso, foi um meio de detectar as discrepâncias entre as informações sobre os hábitos alimentares (dieta ingerida) e a posição relativa de acordo com o valor de $\delta^{15}\text{N}$ (dieta assimilada).

A variação temporal e espacial das médias de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ foi verificada pela aplicação dos testes de hipóteses paramétricos (Teste t; *One-way-ANOVA*; *GLM-Two-Way Anova*; comparações emparelhadas de *Tukey*) e não-paramétricos (*Mann-Whitney*; *Kruskal-Wallis*), utilizando uma rotina *Minitab17*[®]. A homocedasticidade das variâncias foi verificada antes do uso dos testes paramétricos. Em casos nos quais não foram assumidas variâncias iguais, foram utilizados teste de *Welch* e comparações emparelhadas de *Games-Howell*.

Informações sobre a composição da dieta assimilada, com base nos valores isotópicos, foram obtidas para espécies de peixes (Pucci 2016), por meio da aplicação do modelo de mistura isotópica SIAR – *Stable Isotope Analysis in R* (Parnell *et al.* 2010).

Em linhas gerais, o SIAR é um modelo de mistura isotópica bayesiano, que calcula as contribuições relativas das presas na dieta de um consumidor, a partir dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e de $\delta^{15}\text{N}$ (Parnell *et al.* 2010, Layman *et al.* 2012, Phillips *et al.* 2014). Para estimar com maior precisão a contribuição de diferentes fontes (itens alimentares) e inferir a dieta assimilada pelo organismo, o modelo considera fatores de incertezas como a existência de múltiplas fontes alimentares, variações no enriquecimento entre diferentes consumidores ao longo da cadeia alimentar, possibilitando a representação mais realista da variabilidade das variáveis em sistemas naturais (Parnell *et al.* 2010, Phillips *et al.* 2014).

Como dados de entrada para o SIAR, foram utilizados: 1. valores de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) dos indivíduos das espécies de peixes analisadas (consumidor); 2. média e desvio padrão de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e de $\delta^{15}\text{N}$ (‰) de cada grupo de presas (fontes) e, 3. média e desvio padrão dos fatores de enriquecimento trófico para o nitrogênio e o carbono.

12.3 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

A análise conjunta dos resultados baseados na composição da dieta dos tratos digestórios e nos valores de isótopos estáveis de C e N forneceram informações sobre: a variabilidade temporal das bases primárias de carbono para a teia alimentar da Baía do Araçá; a detecção das vias de transferência de matéria entre componentes da biota; as interações entre presa e predador; a detecção dos grupos tróficos dos componentes da biota; e a composição isotópica da dieta assimilada e o nível trófico isotópico de espécies de peixes.

Esses resultados serão utilizados para a construção de um modelo ecológico quantitativo. Na sequência, essa análise holística irá contribuir para a consecução de dois objetivos do projeto *Biota-Araçá*: 1. avaliar o papel da biota quanto à produtividade, processamento e exportação da matéria orgânica, revelando sua importância para o funcionamento, fluxo de matéria e energia e conservação da área e, 2. investigar as relações funcionais entre os diferentes compartimentos da teia trófica (relação presa-predador) desse ecossistema costeiro, escolhido como modelo. Dessa forma, tem-se uma avaliação positiva dos dois métodos aplicados, que são considerados complementares.

Algumas reflexões e recomendações são apresentadas abaixo:

- O conhecimento da hidrodinâmica da área de estudo e da dinâmica temporal dos produtores primários é fundamental para a interpretação dos resultados. É desejável que esse conhecimento anteceda o delineamento amostral do estudo sobre interações tróficas.
- Com relação às análises baseadas em dados de composição da dieta e sua variabilidade, informações locais sobre as espécies são desejáveis, evitando-se o uso de dados pretéritos e imprimindo maior precisão aos resultados.

Com relação ao uso dos isótopos estáveis, destacamos dois pontos críticos para a análise e interpretação dos resultados:

Número de réplicas das amostras. O tamanho amostral para obtenção de valores dos isótopos dependerá dos objetivos e das premissas do tratamento estatístico empregado. Amostras com, no mínimo, 15 réplicas são desejáveis para atender à premissa de distribuição normal dos dados nas inferências estatísticas (*Minitab17*[®]). Para o uso dos modelos de mistura isotópica de inferência bayesiana (exemplo: *MixSIR* – Moore & Semmens 2008, *SIAR* – Parnell *et al.* 2010, *MixSIAR* – Semmens *et al.* 2013), recomenda-se tamanho amostral de, no mínimo, 20 réplicas.

Periodicidade das amostragens. O estabelecimento da frequência temporal das amostragens, respeitando os objetivos dos projetos, deve considerar a variabilidade temporal das condições ambientais da área de estudo, assim como o tempo de incorporação (*time turnover*) dos isótopos nos tecidos dos organismos em foco.

12.4 INTEGRAÇÃO COM OS OUTROS MÓDULOS

Este trabalho foi executado com a integração genuína de duas vias, tanto recebendo dados, informações e sugestões quanto fornecendo dados para a execução da modelagem ecológica.

A integração foi um processo contínuo, desde a concepção do projeto, iniciado com a formulação dos objetivos e continuado no intercâmbio de ideias, refinamento do delineamento amostral, obtenção de amostras, tratamento dos dados e interpretação dos resultados, como esquematizado na figura 12.1, e relatado acima. Embora todos os momentos do processo tenham sido importantes, a realização do I *Workshop* foi determinante para o desenho amostral executado.

Pode-se afirmar com convicção que, no quesito integração, este projeto foi pioneiro dentre vários outros projetos temáticos que as autoras têm participado desde 1985.

Agradecimentos

O Suporte institucional foi oferecido pelo Instituto Oceanográfico/USP, UNICAMP e CEBIMar/USP. Marinella C.J. Pucci e Lídia P.L. Arantes receberam, respectivamente, bolsas FAPESP (nº2012/09937-2) e CAPES. Agradecimentos são devidos às equipes da Profa. Dra. Antônia Cecília Z. Amaral, da Profa. Dra. Carmen Lúcia D.B. Rossi-Wongstchowski, da Profa. Dra. Yara Schaeffer-Novelli, da Profa. Dra. Áurea M. Ciotti, do Prof. Dr. Antonio Olinto, do Prof. Dr. Gustavo M. Dias e do Prof. Dr. Ronaldo A. Christofolleti; ao Prof. Dr. Rubens M. Lopes, ao Prof. Dr. Luiz Felipe Gusmão, ao Prof. Dr. Ronaldo Angelini, à Dra. Márcia Denadai; aos pescadores da Baía do Araçá na pessoa de Neemias B. Nobre, à equipe do CEBIMar/USP nas pessoas de Elso Alves da Silva e Joseilto Medeiros de Oliveira, à tripulação da embarcação Veliger/IOUSP e à técnica Trinidad V. Peres.

12.5 REFERÊNCIAS

- ABRANTES, K.; SHEAVES, M. 2009. Food web structure in a near-pristine mangrove area of the Australian wet tropics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 82:597-607.
- AMARAL, A.C.Z.; MIGOTTO, A.E.; TURRA, A.; SCHAEFFER-NOVELLY, Y. 2010. Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. *Biota Neotropica*, 10:1-47.
- ARANTES, L.P.L. 2014. Relações alimentares de espécies de peixes da Enseada do Araçá, São Sebastião, SP. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BARROS, G.V.; MARTINELLI, L.A.; NOVAIS, T.M.O.; OMETTO, J.P.H.B.; ZUPPI, G.M. 2010. Stable isotopes of bulk organic matter to trace carbon and nitrogen dynamics in an estuarine ecosystem in Babitonga Bay (Santa Catarina, Brazil). *Science of the Total Environment*, 408 :2226-2232.
- BUCHHEISTER, A.; LATOUR, R.J. 2010. Turnover and fractionation of carbon and nitrogen isotopes in tissues of a migratory coastal predator, summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 445-461.
- CASTRO, B.M.; MIRANDA, L.B.; SILVA, L.S; FONTES, R.F.C; PEREIRA, A.F.; COELHO, A.L. 2008. Processos físicos: hidrografia, circulação e transporte. pp. 59-122. In: PIRES-VANIN, A.M.S. (Org.) *Oceanografia de um ecossistema tropical: plataforma de São Sebastião*. EDUSP, São Paulo.
- CHAVES, P.T.; VENDEL, A.L. 2008. Análise comparativa da alimentação de peixes (Teleostei) entre ambientes de marisma e de manguezal num estuário do sul do Brasil (Baía de Guaratuba, Paraná). *Revista Brasileira de Zoologia*, 25(1):10-15.
- CORBISIER T.N.; PETTI, M.A.V.; SOARES, L.S.H.; MUTO E.Y.; BROMBERG, S.; VALIELA, I. 2014.

- Trophic structure of benthic communities in the Cabo Frio upwelling system (Southeastern Brazilian shelf): a temporal study using stable isotopic analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 512:23-38.
- CORBISIER, T.N.; SOARES, L.S.H.; PETTI, M.A.V.; SILVA, M.H.C.; MUTO, E.Y.; MACCLELLAND, J.; VALIELA, I. 2006. Use of isotopic signatures to understand sources of nitrogen and structure of food webs in shallow coastal waters of southeastern Brazil. *Aquatic Ecology*, 40:1-10.
- DENIRO, M.J.; EPSTEIN, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45: 41-351.
- DEUS, A.A.L.; ROCHA, D.F.; RIBAS, D.T.; NOVELLI, R. 2007. Estudo do conteúdo estomacal da tainha *Mugil curema Valenciennes, 1836* (Pisces, Mugilidae) na Lagoa do Açú, norte do estado do Rio de Janeiro. Pp. 1-2. In: *Anais. VII Congresso de Ecologia do Brasil*. SEB, Caxambu.
- FANELLI, E.; CARTES, J.E. 2010. Temporal variations in the feeding habits and trophic levels of three deep-sea demersal fishes from the western Mediterranean Sea, based on stomach contents and stable isotope analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 402:213-232.
- FROESE, R.; PAULY, D. 2013. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version 12/2013.
- FROESE, R.; PAULY, D. 2014. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version 12/2013.
- FRY, B. 2006. *Stable isotope ecology*. 3rd ed. New York: Springer. 308 p.
- FRY, B.; SHERR, E.B. 1984. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contributions in Marine Science*, 27:13-47.
- GIANETTI, M.D. 2011. Reprodução, alimentação, idade e crescimento de *Dasyatis guttata* (Bloch & Schneider, 1801) (Elasmobranchii; Dasyatidae) na região de Caiçara do Norte – RN. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GIBRAN, F.Z. 2007. Activity, habitat use, feeding behavior, and diet of four sympatric species of Serranidae (Actinopterygii: Perciformes) in southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5:387-398.
- GOITEIN, R. 1983. *Sardinella brasiliensis* (Steindachner, 1879): estudo sobre alimentação nas regiões de Ubatuba (23°26'S), Santos (24°02'S) e Cananéia (25°01'S), Brasil. *Naturalia*, 8:197-209.
- GOITEIN, R. 1984. Aspectos da alimentação dos Clupeidae *Harengula clupeiola* (Cuvier, 1829) e *Opisthonema oglinum* (Lesuer, 1818), e dos *Engraulidae* *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911) e *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1828) no Estuário de São Vicente, SP. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. 2012. Informe da Produção Pesqueira Marinha e Estuarina do Estado de São Paulo. Dezembro de 2011. Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. Instituto de Pesca. Centro Avançado de Pesquisa Tecnológica do Agronegócio do Pescado Marinho. 4 p.
- GRIJALBA-BENDECK, M.; POLO-SILVA, C.; ACEVEDO, K.; MORENO, F.; MOJICA, D. 2012. Aspectos tróficos y reproductivos de algunos batoideos capturados en Santa Marta, Mar Caribe de Colombia. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 40(2): 300-315.

- HOBSON, K.A.; AMBROSE JR, W.G.; RENAUD, P.E. 1995. Sources of primary production, benthic-pelagic coupling, and trophic relationships within the Northeast Water Polynya: insights from $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 128:1-10.
- INGRAM, R.L. 1971. Sieve analysis. pp. 49-67. In: CARVER, R.E. (Ed.) *Procedures in sedimentary petrology*. Wiley and Sons, New York.
- LAYMAN, C.A.; ARAUJO, M.S.; BOUCEK, R.; HAMMERSCHLAG-PEYER, C.M.; HARRISON, E.; ZACHARY, R.J.; MATICH, P.; ROSENBLATT, A.E.; VAUDO, J.J.; YEAGER, L.A.; POST, D.M.; BEARSHOP, S. 2012. Applying stable isotopes to examine food-web structure: an overview of analytical tools. *Biological Reviews*, 87:545-562.
- LONGHURST, A.R.; PAULY, D. 2007. *Ecologia dos oceanos tropicais*. pp. 79-120. Trad: SACCARDO, S.A.; YAMAGUTI, N.; VAZZOLER, A.E.A.M.; SOARES, L.S.H.; TAVARES, I.D. EDUSP – Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LOPEZ, J.P. 2011. Interações tróficas de peixes marinhos no Estado de São Paulo: banco de dados e comparações espaço-temporais. Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LORRAIN, A.; PAULET, Y.M.; CHAUVAUD, L.; SAVOYE, N.; DONVAL, A.; SAOUT, C. 2002. Differential $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ signatures among scallop tissues: implications for ecology and physiology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 275:47-61.
- MABERLY, S.C.; RAVEN, J.A.; JOHNSTON, A.M. 1992. Discrimination between ^{12}C and ^{13}C by marine plants. *Oecologia*, 91:48-492.
- MARION, C. 2015. Função da Baía de Todos os Santos no ciclo de vida da raia-branca *Dasyatis guttata*. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MARTINEZ DEL RIO, C.; WOLF, N.; CARLETON, S.A.; GANNES, L.Z. 2009. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. *Biological Reviews*, 84:91-111.
- MCCUTCHAN JR., J.H.; LEWIS JR., W.M.; KENDALL, C.; MCGRATH, C.C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos*, 102:378-390.
- MICHENER, R.H.; SCHELL, D.M. 1994. Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. pp. 138-157. In: LAJTHA, K.; MICHENER, R. (Eds). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell Publishing, Oxford.
- MINAGAWA, M.; WADA, E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relationship between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48:1135-1140.
- MONTEIRO, P.M.S.; JAMES, A.G.; SHOLTO-DOUGLAS, A.D.; FIELD, J.G. 1991. The trophic $\delta^{13}\text{C}$ position isotope spectrum as a tool to define and quantify carbon pathways in marine food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 78:33-40.
- MONTOYA, J.P. 2007. Natural abundance of ^{15}N in marine planktonic ecosystems. pp. 176-200. In: LAJTHA, K.; MICHENER, R.H. (Eds). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. 2ªEd. Blackwell Publishing, Oxford.
- MONTOYA, J.P.; HERRIGAN, S.G.; MCCARTHY, J.J. 1991. Rapid, storm induced changes in the natural abundance of $\delta^{15}\text{N}$ in a planktonic ecosystem, Chesapeake Bay, USA. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55:3627-3638.

- MOORE, J.W.; SEMMENS, B.X. 2008. Incorporating uncertainty and prior information into stable isotope mixing models. *Ecology Letters*, 11:470-480.
- O'LEARY, M.H. 1981. Carbon isotopes in photosynthesis. *BioScience*, 38:328-336.
- OWENS, N.J.P. 1987. Natural variations in ^{15}N in the marine environment. *Advances in Marine Biology*, 24:389-451.
- PARNELL, A.C.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A.L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *Plos One*, 5:1-5.
- PETERSON, B.J.; FRY, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 18:293-320.
- PHILLIPS, D.L.; INGER, R.; BEARHOP, S.; JACKSON, A.L.; MOORE, J.W.; PARNELL, A.C.; SEMMENS, B.X.; WARD, E.J. 2014. Best practices for use of stable isotope mixing models in food-web studies. *Canadian Journal of Zoology*, 92: 823-835.
- PINNEGAR, J.K.; POLUNIN, N.V.C. 1999. Differential fractionation of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ among fish tissues: implications for the study of trophic interactions. *Functional Ecology*, 13:225-231.
- POST, D.M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods and assumptions. *Ecology*, 83:703-718.
- PUCCI, M.C.J. 2016. Interações tróficas dos peixes da Baía do Araçá, município de São Sebastião (São Paulo, Brasil): uma abordagem pelo uso de isótopos estáveis. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y. 1997. A ictiofauna demersal do Canal e da Plataforma Interna de São Sebastião. *Relatório Técnico do Instituto Oceanográfico*, 41:47-64.
- ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y. 2008. Ictiofauna. pp. 381-403. In: PIRES-VANIN, A.M.S. (Org.). *Oceanografia de um Ecossistema Subtropical: Plataforma Interna de São Sebastião*, SP. EDUSP, São Paulo.
- SEMMENS, B.; STOCK, B.; WARD, E.; MOORE, J.; PARNELL, A.; JACKSON, A.; PHILLIPS, D.; BEARHOP, S.; INGER, S. 2013. MixSIAR: A Bayesian stable isotope mixing model for characterizing intrapopulation niche variation. Presented at Ecological Society of America, Minneapolis, MN, August 04 – 09, 2013.
- SHOLTO-DOUGLAS, A.D.; FIELD, J.G.; JAMES, A.G.; VAN DER MERWE, N.J. 1991. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ isotope ratios in the Southern Benguela ecosystem: indicators of food web relationships among different size-classes of plankton and pelagic fish; differences between fish muscle and bone collagen tissues. *Marine Ecology Progress Series*, 78:23-31.
- SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y.; GASPARRO, M.R.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. 2008. Organização trófica dos peixes. pp. 405-425. In: PIRES-VANIN, A.M.S. (Org.). *Oceanografia de um Ecossistema Subtropical: Plataforma Interna de São Sebastião*, SP. EDUSP, São Paulo.
- SOARES, L.S.H.; ARANTES, L.P.L.; PUCCI, M.C.J.; LIMA, F.A.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI. 2015. A interação da vida. pp. 38-45. In: AMARAL, A.C.Z.; TURRA, A.; CIOTTI, A.M.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Orgs.). *Vida na Baía do Araçá: diversidade e importância*. Lume, São Paulo.

- SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y.; LOPEZ, J.P.; CLAUSET, G.R.V.; VALIELA, I. 2014. Seasonal variability of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of fish and squid in the Cabo Frio upwelling system of the southwestern Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 512:9-21.
- SURING, E.; WING, S.R. 2005. Isotopic turnover rate and fractionation in multiple tissues of red rock lobster (*Jasus edwardsii*) and blue cod (*Paraperis colias*): consequences for ecological studies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 370: 56-63.
- TIESZEN, L.L.; BOUTTON, T.W.; TESDAHL, K.G.; SLADE, N.A. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analyses of diet. *Oecologia*, 57:32-37.
- VALIELA, I. 1995. *Marine ecological processes*. pp. 247-274. 2ªEd. Springer-Verlag, New York.
- VANDER ZANDEN, M.J.; RASMUSSEN, J.B. 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography*, 46:2061-2066.
- WAINER I.; TASCETTO A.S. 2008. Climatologia da superfície marinha da região da costa sudeste da costa brasileira: ênfase na região de São Sebastião. pp. 41-58. In: PIRES-VANIN, A.M.S. (Org). *Oceanografia de um Ecossistema Subtropical: Plataforma de São Sebastião*, SP. EDUSP, São Paulo.
- YOKOYAMA, H.; TAMAKI, A.; HARADA, K.; SHIMODA, K.; KOYAMA, K.; ISHIHI, Y. 2005. Variability of diet-tissue isotopic fractionation in estuarine macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series*, 296:115-128.

13 – PARAMETRIZAÇÃO DOS DADOS PARA CONSTRUÇÃO DE MODELO DE TEIA TRÓFICA

Ronaldo Angelini, Rafael de A. Tubino

O processo de modelagem matemática exige a estimação de valores dos parâmetros do modelo, a partir dos dados brutos obtidos nas amostragens de cada um dos diferentes componentes do objeto de estudo, neste caso, o ecossistema da Baía do Araçá. O modelo *Ecopath* foi escolhido para quantificar a teia trófica deste ambiente e, por isto, foi necessário estimar valores dos parâmetros Biomassa ($\text{gr}\cdot\text{m}^{-2}$), Produção/Biomassa e Consumo/Biomassa ($\text{gr}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$) para todos os componentes do modelo. Utilizamos vários tipos de conversões em diferentes unidades e também regressões empíricas para a estimação destes parâmetros, algumas demonstradas aqui a título de exemplo. A alta qualidade dos dados coletados com o delineamento amostral proposto pelo projeto *Biota-Araçá* possibilita a construção de um modelo com alta confiabilidade, o qual permitirá simulações de diferentes impactos.

13.1 INTRODUÇÃO

A modelagem matemática ecossistêmica consiste num conjunto de métodos que permite a representação quantitativa da estrutura e do funcionamento dos ambientes, possibilitando a simulação de alterações naturais e/ou antrópicas para a descrição de cenários prováveis sobre os ecossistemas (Souza & Freitas 2009).

É indiscutível que a elaboração de modelos é dependente da disponibilidade e qualidade do aporte de informações básicas (dados) dos diversos elementos do sistema, que podem restringir a qualidade dos resultados e do poder preditivo dos modelos gerados. Como bem ensinou o ecólogo Charles Krebs em *Ecological Methodology*: “Garbage in, garbage out”, isto é, se alimentas o teu modelo com dados ruins, teu resultado será decepcionante e pouco confiável.

Neste sentido, este capítulo mostra as atividades do Módulo 11 do projeto *Biota-Araçá*, cujo objetivo principal foi elaborar um modelo matemático da teia trófica da Baía do Araçá, utilizando as informações geradas pelos outros módulos que trataram dos componentes bióticos deste ecossistema. Assim, o objetivo deste módulo foi justamente transformar as informações do projeto de amostragem multidisciplinar em um modelo interdisciplinar que conectasse os diversos módulos. Neste capítulo também será salientada a maneira de como um dado coletado no campo foi transformado para representar o valor dos parâmetros da equação principal do modelo escolhido (*Ecopath with Ecosim* – EwE). Desta forma, descreveremos a equação do EwE, bem como cada um dos seus parâmetros, exemplificando a parametrização com dados dos outros módulos do projeto *Biota-Araçá*.

Para atingir estes objetivos, o coordenador do módulo participou de um encontro científico em São Sebastião e conheceu, juntamente com outros pesquisadores, a Baía do Araçá *in loco*. Depois participou do I *Workshop Biota-Araçá*, apresentando as potencialidades e restrições do modelo escolhido, mas fundamentalmente, mostrando como os dados deveriam ser coletados para que pudessem ser estimados nos valores dos parâmetros do modelo EwE. Além disso, o coordenador deste módulo organizou, em Natal (RN), o *workshop*

Integração de Abordagens na Modelagem de Ecossistemas (6 a 8 de maio de 2014) que contou com a apresentação do tema “Coleta de Peixes e padronização de biomassa para modelagem: o caso da Baía do Araçá” ministrada pelo Dr. Riguel Contente (integrante do Módulo 2). Na oportunidade, diversas abordagens foram discutidas, especialmente sobre amostragem, padronização e transformação de dados brutos em valores de parâmetros dos modelos que passamos a discutir.

13.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE O PROCESSO DE MODELAGEM E PARAMETRIZAÇÃO

A transformação de dados coletados, no campo ou na literatura, em valores referentes a parâmetros de um determinado modelo requer cuidado e parcimônia. Considerando a premissa de que os modelos devem representar de forma mais realística possível o sistema de interesse, o uso de informações locais e atualizadas, geradas a partir de dados primários tem a preferência em relação a dados de outras áreas geográficas ou desatualizados. Entretanto, a geração de dados primários requer vários tipos de demandas, como pessoal especializado, tempo e recursos financeiros, nem sempre disponíveis. Sendo assim, na ausência de dados primários locais, faz-se necessário o uso de dados secundários disponíveis na literatura, exigindo-se do modelador coerência, do ponto de vista ecológico e biológico, na escolha destes valores. São critérios de escolha: a proximidade e similaridade da área, a fidelidade taxonômica ou funcional dos componentes (*e.g.* espécies do mesmo gênero, hábito alimentar) e o estrato etário dos componentes (*e.g.* jovens ou adultos).

Os métodos de obtenção de dados básicos para estimativas dos parâmetros de entrada no programa EwE variam de acordo com os grupos biológicos considerados em cada compartimento (*e.g.* fitoplâncton, bentos, peixes). Entretanto, independentemente da natureza do grupo considerado, é sempre necessário o uso de amostras quantitativas.

Uma das principais preocupações que os pesquisadores devem ter para a geração de dados é a obtenção de amostras representativas, incluindo um delineamento amostral que considere as prováveis variações espaciais e temporais dos parâmetros.

Durante o processo de busca de informações para a parametrização, é comum nos depararmos com dados gerados em unidades diferentes daquelas necessárias ao modelo, exigindo o uso de conversões das unidades. É possível encontrar na literatura inúmeros trabalhos com fatores de conversão para unidade de matéria ou energia (Brey 1999a, Brey 1999b, Brey *et al.* 1988, Dauvin & Joncourt 1989, Ricciardi & Bourget 1998). Vale ressaltar, entretanto, que o uso destes fatores de conversão deve ser feito somente quando não somos capazes de medir o parâmetro na unidade desejada, visto que a relação entre as diferentes unidades pode ser afetada por variáveis como período do ano, região, taxa, entre outros. Uma compilação de fatores de conversão de diferentes tipos de organismos aquáticos pode ser encontrada em Brey (2001).

Ainda, é necessário destacar que os compartimentos que compõem um modelo ecossistêmico, podem ser formados por um grupo de espécies com alguma similaridade funcional (por exemplo, planctívoros) ou por uma única espécie, formada por vários estratos populacionais (como juvenis e adultos). A escolha destes componentes deve ser feita criticamente pelo modelador, considerando os objetivos do próprio modelo, as características eco-fisiológicas das espécies e a disponibilidade de informações.

Todas estas peculiaridades afetam o processo de parametrização, mas antes de tratarmos deste propriamente, vamos apresentar a equação do *Ecopath*.

13.2.1 O modelo *Ecopath*

A principal suposição do modelo *Ecopath* é que se trata de um sistema em equilíbrio (Polovina 1984), isto é, todas as entradas para um componente (consumo e imigração) devem ter o mesmo valor da

soma de todas as possíveis saídas: predação, fluxos para detritos e para respiração, mortalidade não-predatória, captura e emigração do sistema.

Desta forma, o modelo é representado por um sistema de equações lineares para cada componente, que foi sintetizado na fórmula de Christensen & Pauly (1992):

$$B_i * P/B_i * EE_i - \sum (B_j * Q/B_j * DC_{ji}) - Y_i - EX_i = 0$$

em que:

B_i – Biomassa da presa i (gr^*m^{-2});

P/B_i – Produção/Biomassa de i ($\text{gr}^*\text{m}^{-2}*\text{ano}^{-1}$);

EE_i – Eficiência Ecotrófica de i (varia de 0 a 1);

B_j – Biomassa do Predador j (gr^*m^{-2});

Q/B_j – Consumo/Biomassa do Predador j ($\text{gr}^*\text{m}^{-2}*\text{ano}^{-1}$);

DC_{ji} – Fração da presa i na Composição da Dieta do predador j (%);

Y_i – Captura de i (gr^*m^{-2});

EX_i – Export de i ($\text{gr}^*\text{m}^{-2}*\text{ano}^{-1}$);

Ainda devemos completar e dizer que o equilíbrio acima é definido da maneira bioenergética mais simples: a quantia consumida por um organismo vai para manutenção e crescimento dele próprio, para predação dentro do sistema e, devido à 2ª lei da termodinâmica, para os fluxos de detritos e respiração.

Para a construção do modelo *Ecopath*, são necessárias estimativas de três dos quatro parâmetros (B , P/B , Q/B , EE), e o programa estimará o valor do parâmetro faltante com base na suposição de equilíbrio, lembrando que a composição da dieta (DC) é um parâmetro obrigatório.

Parâmetros do *Ecopath*

Vamos agora analisar resumidamente cada um dos parâmetros da equação básica do *Ecopath*, exemplificando com informações da Baía do Araçá.

Biomassa (B)

Unidade: gr^*m^{-2} ou $\text{ton}^*\text{km}^{-2}$

É o parâmetro de maior sensibilidade no modelo *Ecopath* e, no caso da Baía do Araçá, foi sem dúvida alguma muito bem estimado, aumentando a confiabilidade do modelo. Para os principais grupos, teceremos alguns comentários.

Fitoplâncton: o fitoplâncton é composto por uma grande diversidade de micro-organismos, os quais constituem a base das cadeias tróficas aquáticas. A biomassa fitoplanctônica é denominada *standing crop*, e permite a geração de estimativas da quantidade de matéria vegetal disponível para os níveis tróficos superiores. Desta forma, a biomassa de fitoplâncton pode ser estimada por diferentes métodos, como contagem direta de células, medidas de peso, análises químicas (C e N) e concentração de clorofila-*a*.

Os métodos de coleta, bem como de preservação das amostras deste compartimento estão descritos no Capítulo 4 deste volume, mas devemos lembrar que, independentemente do modo escolhido para a pre-

servação das amostras, elas devem ser mantidas em frascos escuros e temperatura baixa até o processamento, que deve ser realizado o mais brevemente possível.

A biomassa fitoplanctônica pode ser calculada por meio do biovolume ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) e convertido em biomassa, assumindo-se (geralmente) que as células das algas têm uma densidade semelhante à da água ($1 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1} = 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Estimativas de biovolume podem ser obtidas pela determinação volumétrica que requer a medição das dimensões de células de cada espécie e o cálculo do seu volume médio, aplicando-se equações adequadas a diferentes formas geométricas (ver Hillebrand *et al.* 1999, Suthers & Rissik 2009). A transformação das medidas de biovolume para biomassa em unidade de peso requer a aplicação de fatores de conversão entre volume e peso, como por exemplo, para diatomáceas, $\text{PgC cel} = 0,38 \text{ vol}^{0,85}$ (Montagnes & Franklin 2001), enquanto para cianobactérias, $\text{PgC cel} = 0,433 \text{ vol}^{0,863}$ (Verity *et al.* 1992), PgC é picograma de Carbono.

Outra forma de se obter valores de biomassa de fitoplâncton é por meio da determinação da concentração de pigmentos como a clorofila-*a*. Para tal, é necessária a aplicação de um fator de conversão para estimar a biomassa em peso, considerando que alguns autores citam que a clorofila-*a* corresponde a entre 1 a 2% do peso seco do fitoplâncton. Porém, há outras taxas de conversão e temos usado as seguintes: $1 \text{ grChla} = 15,38 \text{ grC}$ (grama de Carbono); $1 \text{ grC} = 2 \text{ gr peso seco (grDW)}$; $1 \text{ gr peso seco} = 5 \text{ g peso úmido (grWW)}$ (Junk *et al.* 1997).

Seguindo as conversões acima, e sabendo que a concentração de clorofila-*a* total variou na Baía do Araçá entre 1,8 e 4,4 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$, temos os seguintes valores: 27,68 e 67,67 $\text{mgC} \cdot \text{m}^{-3}$ (miligrama de Carbono), depois 55,368 e 135,34 $\text{mgDW} \cdot \text{m}^{-3}$ (miligrama de peso seco), depois 276,84 e 676,72 $\text{mgWW} \cdot \text{m}^{-3}$ (miligramas de peso úmido) ou 0,2768 e 0,6767 $\text{grWW} \cdot \text{m}^{-3}$ (gramas de peso úmido).

Porém, como a unidade exigida para a biomassa no modelo *Ecopath* é $\text{grWW} \cdot \text{m}^{-2}$, para transformar a unidade de volume (m^3) em área (m^2), utilizamos o seguinte artifício: a área da Baía do Araçá é 345.000 m^2 , que se multiplica por 1,5m, que é a profundidade da zona eufótica, isto é, a profundidade onde pode ocorrer a biomassa de fitoplâncton especificada, o que resulta em 517.500,00 m^3 de água na Baía do Araçá, durante a maré alta. Desta forma, se para cada m^3 estimamos que haja entre 0,277 e 0,677 grWW , então para toda a Baía há entre 143264,7 até 350202,6 grWW que, divididos pela área, resultarão em 0,41 até 1,01 grWW/m^2 , que é o intervalo de valores de Biomassa fitoplanctônica que servirão como dados de entrada no *Ecopath*. É razoável começar a entrada de dados no modelo pelo valor inferior e, se necessário para o balanço, aumentar até o valor superior.

Invertebrados bentônicos: o uso de equipamentos de coleta, como dragas do tipo van Veen e Box-Corer, para organismos bentônicos de fundo inconsolidado, permite estimativas diretas de densidade (n° de indivíduos por área). Com isto, a extrapolação para toda a área de interesse pode ser feita a partir de valores médios de densidade, multiplicados pelo peso individual das espécies.

Por exemplo, na Baía do Araçá, a espécie *Anomalocardia brasiliiana* (berbigão) é bastante abundante e, por isto, é um compartimento único em nosso modelo. A média das amostragens mostrou uma densidade de 29,68 indivíduos $\cdot \text{m}^{-2}$, e o peso individual (sem concha), também medido localmente, é de 8,41 gramas, logo a biomassa inicial a ser colocada no *Ecopath* para este grupo trófico, é a multiplicação simples destes números que resulta em 249,58 $\text{gr} \cdot \text{m}^{-2}$.

Peixes: valores de biomassa para peixes podem ser gerados por diferentes metodologias. As mais comumente usadas incluem programas de captura e recaptura, pesca elétrica (em ambientes de água doce), métodos acústicos (ecointegração), área varrida, área teórica de influência das redes, ou ainda métodos baseados em ovos de peixes e modelos uni-específicos de Análise de População Virtual (VPA).

Como o modelo exige a entrada de valores de biomassa por área, as técnicas mais recomendadas incluem aquelas que fornecem parâmetros de área vinculadas ao esforço amostral (e.g. área varrida). Algumas artes de pesca como arrastos, incluem em suas operações uma quantidade de água (m³) que pode ser calculada aproximadamente a partir das dimensões das artes de pesca, facilitando esta tarefa.

Na Baía do Araçá, foram usados vários métodos amostrais que permitem a quantificação das amostras em peso por área (gr*m⁻²): arrastos (de 5 minutos com rede com 9,5m de abertura), tarrafas (com 4m de raio), REC (rede de emalhe circular, com 590m de comprimento), além dos arrastos de praia. Assim, por exemplo, a área da tarrafa é ($\pi \cdot \text{Raio}^2$ ou $3,14 \cdot 4^2$) 50,24 m² e se são feitos 8 lances, então o esforço de área deste aparelho foi de 401,92 m². Assim, se foram capturados 1.000 gramas de determinada espécie, o valor de entrada no modelo para esta espécie seria 2,488 gr*m⁻².

Algo que não deve ser deixado de lado, é que normalmente as biomassas das espécies demersais capturadas nos arrastos de praia, REC e arrastos com barcos são corrigidas a partir de estimativas de capturabilidade (Greenstreet *et al.* 2007), que também dependem das espécies (Lauretta *et al.* 2013), mas estas correções não foram feitas aqui no Araçá, pois consideramos a profundidade baixa e o tamanho da área muito pequenos para que pudessem afetar sobremaneira nossas estimativas brutas.

Outro ponto importante a destacar é que na Baía do Araçá foram amostradas 107 espécies de peixes, mas como critério de seleção para o modelo foram utilizadas aquelas que estiveram presentes em mais de três das cinco amostragens e dentro destas, as de maiores biomassas foram colocadas em componentes específicos, sendo as menos abundantes agrupadas em componentes como “outras bentívoras”, “outras planctívoras” etc. As arraias, apesar da baixa biomassa, também foram colocadas como componentes específicos por serem consideradas carismáticas.

Aves: foram observadas 74 espécies de aves na Baía do Araçá, mas algumas com pouca representatividade, sendo a mais abundante o urubu (*Coragyps atratus*), que apareceu em todas as amostragens. O peso individual desta espécie é estimado em 1990 gramas, e o número de indivíduos desta espécie foi de 30, 70, 60 e 50, para primavera, verão, outono e inverno, respectivamente (média de 52,5 indivíduos). Logo, a Biomassa (média) que foi utilizada no modelo, considerando a área do Araçá em 345.000 m², foi de 0,3028 gr*m⁻² ($(52,5 \cdot 1990) / 345000$).

Produção/Biomassa (P/B)

Unidade: ton*km⁻²*ano⁻¹

O parâmetro denominado Produção se refere à elaboração de tecido por uma população, espécie, estrato populacional ou conjunto de espécies que compõem um determinado compartimento no modelo, ao longo do período considerado (neste caso, um ano). Sob a condição assumida para a construção de modelos de balanço de massa, valores relativos a mortalidade total (Z), são equivalentes à produção de biomassa (Allen 1971). Assim, na coorte de uma população, a razão Produção/Biomassa (P/B) é igual a mortalidade total (Z).

Desta forma, se toda espécie é formada por n coortes, a Produção total (P) é a soma das produções de cada coorte (Pi) e por isto, $P = \sum Pi = \sum Bi \cdot Zi$, o que equivale dizer que $P = Z \cdot B$ ou $P/B = Z$.

Uma outra maneira de calcular ou mesmo pensar o conceito de Produção, e mais especificamente Produção/Biomassa, é imaginar quantas vezes aquela população ou compartimento dobra de tamanho durante o período especificado.

Fitoplâncton: a Produção Primária Total na Baía do Araçá foi estimada em 6,34 mgC*m⁻³*h⁻¹.

Fazendo as transformações: multiplica-se por 10 horas (imaginando 10 horas de luz) para se ter a produção por dia: $63,4 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{dia}^{-1}$. Multiplica-se por 365 para ter por ano: $23.141,00 \text{ mgC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{ano}^{-1}$. Divide-se por 1000 para ter o valor em gramas: $23,14 \text{ grC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{ano}^{-1}$. Multiplica-se por dois para se ter o valor em peso seco: $46,28 \text{ grDW} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{ano}^{-1}$ e depois por cinco para se ter o peso úmido: $231,4 \text{ grWW} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{ano}^{-1}$. Então se faz a conversão por volume considerando: 1,5m de profundidade da zona eufótica e 345.000 m^2 (área da Baía do Araçá), obtendo-se e $517.500,00 \text{ m}^3$ de água ou uma produção total de $119.749.500 \text{ grWW} \cdot \text{ano}^{-1}$ de produção primária que dividida pela área, será de $347,1 \text{ grWW} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$, o que significa que a biomassa de fitoplâncton dobra de tamanho praticamente em todos os dias do ano (365 dias). Este é o valor do parâmetro PB para o fitoplâncton no modelo *Ecopath* da Baía do Araçá.

Invertebrados bentônicos: a literatura é vasta em artigos com regressões empíricas e gerais de produção de organismos bentônicos. Para a obtenção de estimativas de P/B para organismos da macro ou megafauna, recomenda-se a aplicação de modelos de regressão múltipla propostos por Brey (2001, 1999a), como esta equação de Tumbiolo & Downing (1994):

$$\text{Log (P)} = 0,24 + 0,96 \cdot \text{log(B)} - 0,210 \cdot \text{log(MaxInd)} + 0,03 \cdot \text{Temp} - 0,16 \cdot \text{log(D+1)}$$

Onde P: Produção ($\text{grDW} \cdot \text{m}^{-2}$); B: Biomassa ($\text{grDW} \cdot \text{m}^{-2}$); MaxInd: Peso Máximo Individual (mgDW); Temp: Temperatura ($^{\circ}\text{C}$); D (profundidade da água, m).

A equação acima foi usada para *Anomalocardia brasiliiana* (berbigão), com os seguintes valores: Biomassa em peso seco por m^2 : 35,65 gr; Peso máximo individual em mg: 3541,42; Temperatura: 27°C e Profundidade: 1,0 m, resultando numa produção de $55,78 \text{ gr} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Peixes: a Mortalidade Total (Z) é igual a Mortalidade por pesca (F) mais a mortalidade natural (M). Assim, quando a espécie (ou compartimento) não é pescada ($F=0$), a Produção/Biomassa é igual a Mortalidade Natural ($P/B = M$). Assim, P/B, no caso dos peixes, pode ser quantificada usando a regressão empírica de Pauly (1980):

$$M = K^{0,65} \cdot L^{-0,279} \cdot T^{0,463}$$

em que:

M – mortalidade natural (ano^{-1}) ou PB;

K – constante de crescimento (ano^{-1}) da equação de von Bertalanffy;

L_{∞} – comprimento assintótico ou infinito (cm) da equação de von Bertalanffy;

T – temperatura média da água do ecossistema ($^{\circ}\text{C}$).

Os parâmetros K e L_{∞} podem ser estimados utilizando-se o programa FISAT ou em pacotes específicos como os da plataforma R (por exemplo, *package fishmethods*). Normalmente, também pode-se usar valores da literatura ou mesmo da plataforma fishbase.org. O comprimento assintótico também pode ser estimado multiplicando o comprimento do maior indivíduo amostrado da espécie por 1,05.

Assim, por exemplo, para *Atherinella brasiliensis* o fishbase.org forneceu os valores de $K = 0,88$ e $L_{\infty} = 16 \text{ cm}$ e, usando a temperatura de 27°C , então M (P/B) é igual a 1,95 que é o valor que vamos usar como dado de entrada no modelo.

Aves: taxas de produção por biomassa (P/B) para aves podem ser calculadas com base em estimativas de requerimento energético diário baseadas no consumo de alimento a partir de medições do fluxo de água usando técnicas de marcação com isótopos e o conteúdo de água na dieta (ver Butler *et al.* 2004).

Outra forma de obtenção de estimativas de P/B é usar os valores de estimativas de mortalidade total (Z) das espécies. Estimativas genéricas de mortalidade total (Z) podem ser encontradas na literatura (e.g. ICES 2000, Altwegg *et al.* 2007, Watts 2010).

Como nos faltaram estas estimativas, neste caso usamos o valor de PB = 0,363 do modelo *Ecopath*, elaborado para a Plataforma da Bacia de Campos do Rio de Janeiro (Araújo, em preparação).

Consumo/Biomassa (Q/B)

Unidade: ton*km⁻²*ano⁻¹

Pauly (1986) definiu a taxa Consumo/Biomassa (Q/B) como o número de vezes em que uma população consome seu próprio peso no ano.

Invertebrados bentônicos: as taxas de consumo para os organismos da macrofauna e da megafauna bentônica podem ser estimadas a partir de procedimentos que incluem, por exemplo, a estimativa da taxa respiratória (Brey 2001) como a de Humphreys (1979) para macro-invertebrados:

$$\text{Log}(R) = 0,691 + 0,892 * \log(P)$$

em que R é a respiração em KJ*m⁻²*ano⁻¹, mesma unidade da Produção (P) e a estimativa da taxa de consumo seria gerada por meio da relação

$$Q/B = ((P/B + R/B)) / A,$$

em que A é a proporção de alimento assimilado, com valores presumidos de 0,6 para filtradores/suspensívoros e detritívoros e 0,8 para os demais grupos.

Desta forma, em nosso exemplo, *Anomalocardia brasiliiana* (berbigão), fizemos as seguintes transformações: supondo que 1 KJ equivale a 238,85 calorias e que 1 grama equivale a 5 calorias (valor aproximado, pois um grama de gordura são nove calorias e um grama de carboidrato equivale a quatro calorias): a taxa de produção do berbigão é PB = 55,78 (gr*m⁻²*ano⁻¹); multiplicando por 5 temos PB = 278,9 cal*m⁻²*ano⁻¹ que equivalem, conforme suposição acima, a 1,167 KJ*m⁻²*ano⁻¹ que, por sua vez, gera na fórmula de Humphreys (1979), a taxa respiratória de R = 5,6 KJ*m⁻²*ano⁻¹ que equivalem a 1346,14 cal*m⁻²*ano⁻¹ ou 269,22 gr*m⁻²*ano⁻¹. Este valor, quando somado ao valor original de PB e dividido por 0,6 (conforme fórmula acima), dá o valor final de QB para o berbigão de 541,68 gr*m⁻²*ano⁻¹. Note que se dividirmos este valor por 365 (dias) temos 1,48, ou seja, pelas nossas estimativas o berbigão consome (filtra) uma vez e meia seu próprio peso por dia, o que nos parece razoável em termos de ordem de magnitude.

Uma maneira bem menos precisa, mas muito usada em modelos *Ecopath*, é definir o valor de QB como, no mínimo 3,5 vezes o valor de P/B, o que significa que um organismo precisa consumir ao menos 3,5 vezes a sua própria produção para ter um crescimento compatível com sua biomassa estimada.

Peixes: a taxa de Consumo (Q/B) para peixes, é comumente quantificada por meio da regressão empírica de Palomares & Pauly (1998):

$$\log Q/B = 7,964 - 0,204 * \log W^\infty - 1,965 * T^p + 0,083 * Ar + 0,532 * H + 0,398 * D$$

em que:

Q/B – razão anual Consumo/Biomassa;

W[∞] – peso assintótico (gramas de peso úmido);

T° – inverso da temperatura média da água = $[1000/(\text{temperatura do ambiente em } ^{\circ}\text{C} + 273,15)]$;

Ar – índice da forma da nadadeira caudal: $Ar = h^2/S$ (h – altura da nadadeira em mm e S – superfície da nadadeira em mm^2)

H e D – índice do tipo de alimento: H = 1 para herbívoros; D = 1 para detritívoros e iliófagos; H = D = 0 para carnívoros.

Assim, por exemplo, *Hemiramphus brasiliensis*, apresentou os seguintes valores, $W^{\infty} = 312,9$; Ar (índice da nadadeira caudal) = 2,34 e não sendo nem herbívoro, nem detritívoro (H=D=0) tem um QB = 12,04.

Aves: nós usamos a equação alométrica de Ellis & Gabrielssen (2002) para estimar as taxas metabólicas basais (TMB). Assim, por exemplo, para a Ordem Charadriiformes, que inclui uma espécie de ave abundante na Baía do Araçá, *Sterna hirundinacea*, a equação da taxa metabólica basal (TMB) é $TMB = 2,149 * \text{peso}^{0,804}$, isto é, com peso de 0,188 (Kg), o valor de TMB para esta espécie é $0,56\text{kJ} * \text{dia}^{-1}$ ou $133,90 \text{ cal} * \text{dia}^{-1}$ ($1\text{kJ} = 238,85 \text{ cal}$). Considerando 5 calorias para 1 grama, teremos $26,78 \text{ gr} * \text{dia}^{-1}$ de consumo para uma ave de 188 gramas, isto é, uma taxa Consumo/Biomassa de $26,78/188 = 0,14 * \text{dia}^{-1}$, que multiplicada por 365 nos dá uma QB = $51,99 * \text{ano}^{-1}$ para este grupo. Desta forma, *S. hirundinacea* deve consumir pelo menos 52 vezes o seu próprio peso durante o ano. Também é importante deixar claro que este valor poderia ser modificado se soubéssemos exatamente a quantidade de calorias para cada grama de item alimentar que a espécie de ave consome.

Composição da Dieta (DC)

A matriz de composição da dieta pode ser construída por análise de conteúdos estomacais dos peixes e adaptação dos índices de alimentação clássicos em estudos de dieta (Muto *et al.* 2014). Também a análise de isótopos estáveis (Soares *et al.* 2014), fezes dos animais e observação direta são maneiras de se obter as informações científicas sobre a dieta alimentar. Lembramos que essa matriz é fundamental para determinar as ligações entre os diferentes componentes do sistema.

Ainda é de se ressaltar que os valores da matriz são inseridos no *Ecopath* na forma de frequências relativas, cuja soma deve ser, para todos os grupos, sempre 1 (ou seja, 100%). Se o grupo se alimenta de algo de fora do sistema modelado, este valor entra como *import* na matriz de composição da dieta. Assim, por exemplo, 50% do consumo do urubu estimado no Araçá vem de fora do sistema (*import*), pois o Araçá parece não ser suficiente para sustentar tal biomassa. Também valores de canibalismo podem ser aqui inseridos, mas eles não devem passar de 0,2 pois o sistema pode entrar em parafuso devido aos inúmeros ciclos que o canibalismo provoca, podendo afetar o balanceamento e simulação do *software*.

Aqui não vamos comentar sobre a composição da dieta das espécies ou grupos, pois ela já foi mencionada detalhadamente nos capítulos específicos deste volume. Mas ressaltamos que a análise de isótopos estáveis (Capítulo 12) mostrou que os compartimentos não ingerem detritos do mangue, logo, colocamos no modelo um compartimento chamado Detritos do Mangue e este não é consumido por nenhum dos outros compartimentos. Assim, acreditamos que isótopos estáveis e análise de conteúdo estomacal de peixes são técnicas complementares não mutuamente excludentes.

Export (EX ou Pesca)

Unidade: $\text{gr} * \text{m}^{-2} * \text{ano}^{-1}$

Sobre o *export*, é necessário dizer que os componentes da teia trófica como fitoplâncton, zooplâncton e peixes acompanham a variação diária da maré na Baía do Araçá. Então apenas consideramos que o balanço entre entrada e saída se equivalem com os componentes em equilíbrio.

No caso de ambientes que têm suas espécies pescadas, é necessário entrar com dados de desembarque anuais divididos pela área do ambiente ($\text{ton} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$). O *software* aceita quantas artes de pesca o modelador quiser colocar, permitindo posterior simulação do aumento de esforço pesqueiro destas, em separado, a fim de encontrar melhores cenários de sustentabilidade para a atividade pesqueira. Dados de valores do pescado também podem ser colocados, bem como de descarte, pois estes últimos vão se tornar fluxo para detritos e fonte alimentar para a teia trófica.

A dificuldade neste nosso modelo está em sabermos o quanto da captura das espécies pescadas depende da teia trófica da Baía do Araçá, isto é, ao parametrizarmos a pesca no modelo *Ecopath*, precisamos saber se o valor do parâmetro pesca é realista o suficiente para ter sido “produzido” no ambiente do Araçá.

Desta forma, com os dados apresentados acima, o *software Ecopath* é capaz de modelar uma teia trófica estática que quantifique a troca entre os componentes e forneça valores de indicadores ecossistêmicos e propriedades emergentes que possibilitem a estimação da resiliência da teia trófica.

Eficiência Ecotrófica (EE)

Como já dito, a EE se aproxima de 1.0 quando a maior proporção da produção do componente é consumida por predadores e/ou pescada e ela será próxima a zero em grupos como mamíferos aquáticos, que não tem predadores e nem são explorados pelo homem.

O parâmetro EE é essencial no balanceamento dos modelos, pois ao entrar com os valores de B, PB e QB para cada componente, o modelo estará equilibrado se, e somente se, todos valores de EE forem menores ou iguais a 1. Caso contrário, será necessário retornar aos componentes com $EE > 1.0$ e modificar os valores de B ou P/B ou Q/B, ou ainda, da matriz de composição da dieta (DC) até que o equilíbrio seja alcançado (Angelini & Gomes 2008).

É ainda possível entrar com um valor de EE e fazer com que o *Ecopath* estime os valores de B, P/B ou Q/B mas isto deve ser evitado, pois diminui o nível de realidade do modelo, já que os valores de EE parecem ser próximos de 1 quando o compartimento é bastante explorado (predado e pescado), mas para produtores primários e espécies não-alvo da pesca, ainda não há um consenso sobre valores de EE (Christensen *et al.* 2008). Para a Baía do Araçá, todos os componentes foram coletados *in loco*, e não foi preciso utilizar um valor de EE para que o *Ecopath* estimasse a biomassa, aumentando a confiança dos resultados do nosso modelo.

13.3 ANÁLISE CRÍTICA DA METODOLOGIA ADOTADA

Um modelo é uma simplificação do mundo real e, por isto, parece ser inevitável fazer certas generalizações, já que é impossível compor o modelo com todos os aspectos, características e componentes do ambiente. O fluxo diário de marés na Baía do Araçá parece complicar ainda mais esta generalização, pois a parte aquática da teia trófica seria móvel, enquanto a bentônica, fixa, tornando o modelo geral, aparentemente, mais distante da realidade ainda. Este tipo de problema foi aqui minimizado, com um grande número de amostragens de cada componente, o que permitiu estimativas de médias precisas (baixo desvio padrão). Além disso, a escolha dos componentes móveis do modelo dependeu não apenas da abundância média, mas também da frequência com que o componente esteve presente nas amostragens da Baía do Araçá. Assim, por exemplo, só entraram no modelo as espécies de peixes que estiveram frequentes em ao menos três das cinco amostragens realizadas.

Uma dificuldade encontrada nesse módulo foi que, apesar de no início contar com o auxílio de outro pesquisador, ele era composto basicamente pelo seu coordenador, que trabalha em uma universidade

(UFRN) distante do Estado de São Paulo. Desta forma, seguem algumas recomendações à luz da lanterna na popa deste projeto:

a) Todo módulo cujo conhecimento será usado no modelo geral deveria ter ao menos um pesquisador previamente escalado com a tarefa de fazer a ligação entre seu módulo e o de modelagem. Ainda, um curso de três dias poderia ter sido ministrado pelo coordenador desse módulo a estes pesquisadores, especificamente, o que facilitaria o entendimento do modelo e posterior tratamento e transferência dos dados de cada componente para o módulo de modelagem. A palestra realizada genericamente a todos os pesquisadores parece não ter sido tão eficaz;

b) O módulo de modelagem poderia ter um aluno de pós-graduação, cujo tema principal da tese ou dissertação seria o modelo. Isto não foi possível desta vez, pois o coordenador não teve alunos aptos, nos últimos três anos, a desenvolver tal trabalho. Apesar desta possibilidade, a distância também seria um problema, e talvez a melhor solução seria o coordenador ser co-orientador de algum estudante que estivesse num programa de pós-graduação de alguma universidade paulista inserida no projeto;

c) O módulo 11 (Modelagem Ecológica) é, por natureza, integrador de informações que chegam à coordenação geral depois que todos os módulos enviam os relatórios parciais. Assim, dada a dependência destes relatórios parciais, a data de finalização do módulo de modelagem deveria ser posterior a dos outros módulos;

De maneira geral, modelos integradores como o *Ecopath with Ecosim* trazem incredulidade a pesquisadores de módulos específicos, que sempre veem seus objetos de estudo serem reduzidos a “valores médios irrealistas”, pois as espécies variam tanto que tais estimativas não deveriam ser feitas. Novamente, é preciso dizer que as simplificações do entendimento de como o mundo funciona necessitam destas “médias”. Por exemplo, a renda *per capita* ou o Produto Nacional Bruto são generalizações que não explicam as oscilações de compra-e-venda da mercearia da esquina, mas dão um panorama geral sobre a economia de um país ou de uma cidade. Assim, também funcionam os modelos de fluxos ecossistêmicos cujos componentes têm ciclos de vida completamente diferentes, variando de horas (fitoplâncton) para anos (peixes). Aqui vale a citação de Winston Churchill “Não é possível soluções perfeitas para nossas dificuldades num mundo imperfeito”.

O projeto *Biota-Araçá* proporcionou amostragens com alto grau de detalhamento, e isto colaborou para um processo de parametrização com elevado grau de exatidão, possibilitando a construção de um modelo de teia trófica bastante realista para o ambiente e confiável para fazer previsões.

13.4 REFERÊNCIAS

- ALLEN, K.R. 1971. Relation between production and biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28:1573-1581.
- ALTWEGG, R.; CRAWFORD, R.J.M.; UNDERHILL, L.G.; PAUL MARTIN, A.; WHITTINGTON, P.A. 2007. Geographic variation in reproduction and survival of kelp gulls *Larus dominicanus* vetula in Southern Africa. *Journal of Avian Biology*, 38: 580-586.
- ANGELINI, R.; GOMES, L.C. 2008. O artesão de ecossistemas: construindo modelos com dados. Eduem, Maringá, Brazil. 173 p.
- BREY, T. 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. Version 01.2., acessado em maio de 2016.

- BREY, T. 1999a. Growth performance and mortality in aquatic benthic invertebrates. *Advances in marine biology*, 35: 153-223.
- BREY, T. 1999b. A collection of empirical relations for use in ecological modelling. *Naga the Iclarm Quarterly*, 22(3): 24-28.
- BREY, T.; RUMOHR, H.; ANKAR, S. 1988. Energy content of macrobenthic invertebrates: general conversion factors from weight to energy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 117: 271-278.
- BUTLER, P.J.; GREEN, J.A.; BOYD, I.L.; SPEAKMAN, J.R. 2004. Measuring metabolic rate in the field: the pros and cons of the doubly labelled water and heart rate methods. *Functional Ecology*, 18(2): 168-183.
- CHRISTENSEN, V.; WALTERS, C.J.; PAULY, D.; FORREST, R. 2008. Ecopath with ecosim version 6 user guide. Lenfest Ocean Futures Project, 235 p.
- CHRISTENSEN, V.; PAULY, D. 1992. Ecopath ii – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61(3-4): 169-185.
- DAUVIN, J.C.; JONCOURT, M. 1989. Energy values of marine benthic invertebrates from the western english channel. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 69: 589-595.
- ELLIS, H.I.; GABRIELSEN, G.W. 2002. Energetics of free-ranging seabirds. pp. 359-407. *In: Schreiber, E.A.; Burger, J. (Orgs.) Biology of marine birds, crc marine biology series. Crc Press, USA.*
- GREENSTREET, S.; FRASER, H.; PIET, G.; ROBINSON, L.; CALLAWAY, R.; REISS, H.; EHRICH, S.; KRÖNCKE, I.; CRAEYMEERSCH, J.; LANCASTER, J.; JORGENSEN, L.; GOFFIN, A. 2007. Species composition, diversity, biomass and production of the demersal fish community of the north sea. Aberdeen, 111 p.
- ICES, 2000. Report of the working group on seabird ecology wilhelmshaven, Germany, 20-23, March 2000, 64 p.
- JUNK, W.J.; SOARES, M.G.M.; SAINT-PAUL, U. 1997. The fish. pp. 385-408. *In: JUNK, W.J. (Ed.). The central amazon floodplain: ecology of a pulsing system. Ecological Studies*, 126. 526 p.
- HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGHER U.; ZOHARY, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal Phycology*, 35: 403-424.
- HUMPHREYS, W.F. 1979. Production and respiration in animal populations. *Journal of Animal Ecology*, 48: 427-453.
- LAURETTA, M.V.; CAMP, E.V.; PINE III, W.E.; FRAZER, T.K. 2013. Catchability model selection for estimating the composition of fishes and invertebrates within dynamic aquatic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70: 381-392 dx.doi.org/ 10.1139/cjfas-2012-0319.
- MONTAGNES, D.J.S.; FRANKLIN, D., 2001. Effect on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: reconsidering some paradigms. *Limnology and Oceanography*, 46: 2008-2018.
- MUTO, E.Y.; CORBISIER, T.N.; COELHO, L.I.; ARANTES, L.P.L.; CHALOM, A.; SOARES, L.S.H. 2014. Trophic groups of demersal fish of Santos Bay and adjacent continental shelf, São Paulo state, Brazil: temporal and spatial comparisons. *Brazilian Journal of Oceanography*, 62: 89-102.
- PALOMARES, M.L.D.; PAULY, D. 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions

- of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Marine & Freshwater Research*, 49(5): 447-453.
- PAULY, D. 1986. A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data of food conversion experiments. *United States Fishery Bulletin*, 84(4): 827-840.
- PAULY, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth-parameters, and mean environmental-temperature in 175 fish stocks. *Journal Du Conseil*, 39: 175-192.
- POLOVINA, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. Part I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3: 1-11.
- RICCIARDI, A.; BOURGET, E. 1998. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Marine Ecology Progress Series*, 163: 245-251.
- SOARES, L.S.H.; MUTO, E.Y.; LOPEZ, J.P.; CLAUZET, G.R.V.; VALIELA, I. 2014. Seasonal variability of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of fish and squid in the Cabo Frio upwelling system of the southwestern Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*, 512: 9-21.
- SOUZA, L.A.; FREITAS, C.E. 2009. Uma proposta de protocolo para a obtenção de variáveis visando estudos de modelagem ecológica em sistemas pesqueiros fluviais da amazônia. *Acta amazonica*, 39(1): 237-240. Doi.org/10.1590/s0044-59672009000100028.
- SUTHERS, I.M.; RISSIK, D. (Ed.). *Plankton: a guide to their ecology and monitoring for water quality*. Csiro publishing, 2009. 272 p.
- TUMBIOLO, M.L.; DOWNING, J.A. 1994. An empirical model for the prediction of secondary production in marine benthic invertebrate populations. *Marine Ecology Progress Series*, 114: 165-174.
- VERITY, P.G.; ROBERTSON, C.Y.; TRONZO, C.R.; ANDREWS, M.G.; NELSON, J.R.; SIERACKI, M.E. 1992. Relationships between cell volume and the carbon and nitrogen content of marine photosynthetic nanoplankton. *Limnology and oceanography* 37: 1434-1446.
- WATTS, B.D. 2010. Winds and waterbirds: establishing sustainable mortality limits within the atlantic flyway. Center for conservation biology technical report series, CCBTR-05-10. College of William and Mary/Virginia Commonwealth University, Williamsburg, VA. 43 p.



SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E GESTÃO INTEGRADA

FOTO: MÁRCIA DENADAI

14 - DIAGNÓSTICO PESQUEIRO

Marcus H. Carneiro, Antônio O. Ávila-da-Silva, Marcos de S. Sakamoto

A atividade pesqueira marinha utiliza o ambiente por meio da apropriação de seus recursos naturais renováveis e, em geral, movimenta um número expressivo de recursos humanos e financeiros. Assim, o correto conhecimento da utilização dos recursos pesqueiros auxilia a diagnosticar os impactos da pesca e os conflitos entre usuários no ecossistema, sendo um importante componente para a gestão costeira e territorial (FAO 1995, Carneiro *et al.* 2013). A Baía do Araçá, inserida no território pesqueiro que abrange o Canal de São Sebastião, a Enseada de Caraguatatuba e adjacências, concentra uma atividade pesqueira de clara vocação artesanal e de grande relevância social para os municípios costeiros do litoral norte do Estado de São Paulo. Análises pretéritas (Carneiro *et al.* 2013, Fagundes *et al.* 2014) revelam uma atividade abrangente em diversas dimensões de uso, de acordo com sua finalidade e categoria, como a pesca artesanal (ou pesca de pequena escala) e a pesca empresarial/industrial, assim como a pesca de subsistência e a pesca amadora. O conhecimento da dinâmica da atividade e sua interação com a Baía do Araçá são fundamentais para a construção de um modelo econômico e ecológico da região e para a proposição de medidas de manejo. Neste sentido, é necessário conhecer as espécies de pescados, sua importância comercial e os métodos de pesca utilizados em suas capturas; o número e a proveniência das unidades produtivas (embarcações e pescadores) em atividade e qual a captura, sua valoração econômica e local de descarga, provenientes do território pesqueiro em questão e com destaque para a Baía do Araçá. Para tanto, foram utilizadas informações e dados obtidos pelo Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha e Estuarina – PMAP, do Instituto de Pesca, pela aplicação de questionários estruturados visando estabelecer a caracterização e a dinâmica da atividade e o perfil socioeconômico do pescador.

14.1 INTRODUÇÃO

O monitoramento da pesca visa à obtenção sistematizada e periódica de informações da atividade pesqueira, incluindo dados socioeconômicos, possibilitando análises, diagnósticos e prognósticos voltados à gestão da atividade, dos ambientes explorados e dos territórios de pesca, assim como o ordenamento das pescarias e o manejo das espécies capturadas. A atribuição em executar esta atividade no Estado de São Paulo é do Instituto de Pesca (IP), instituição de pesquisa ligada à Secretaria de Agricultura e Abastecimento (SAA), sendo que esta se materializa no Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha e Estuarina – PMAP, conduzido em mais que 200 locais de descargas nos 15 municípios da costa paulista, sendo a Baía do Araçá um local de descarga monitorado. A atividade de coleta de dados pesqueiros é executada pelo Governo do Estado de São Paulo desde 1944 (Vieira *et al.* 1945, Stempniewski 1997). Através do PMAP são realizadas as fases de coleta, armazenamento, processamento e disponibilização de informações sobre a produção descarregada da pesca extrativa marinha, nos componentes artesanal (comercial de pequena escala) e industrial da atividade.

O IP, por meio do PMAP, colabora com instituições públicas de todas as esferas governamentais,

representações de classe ou de grupos constituídos da atividade pesqueira, entidades privadas com e sem fins lucrativos e diretamente com diferentes atores sociais ligados à pesca, aportando informações, dados consolidados, análises e conhecimentos em diferentes áreas de interesse do setor pesqueiro (Ávila-da-Silva *et al.* 2007). Os dados pesqueiros são obtidos por método censitário (FAO 1999), por meio da aplicação de entrevistas estruturadas (Bunce *et al.* 2000) a mestres de embarcações e pescadores sobre a viagem de pesca, estando submetidos à condição voluntária e de sigilo das respostas. Informações detalhadas sobre o PMAP e sobre o desempenho da atividade pesqueira no estado de São Paulo podem ser obtidas nos endereços eletrônicos www.propesq.pesca.sp.gov.br e www.pesca.sp.gov.br.

14.2 CAMPO

Para a realização do PMAP são mantidos, diariamente, “agentes de campo” nos principais locais de descarga de pescado, que atuam como interlocutores do setor produtivo pesqueiro. Para este diagnóstico, além da presença de um “agente de campo” responsável pelo monitoramento das descargas na Baía do Araçá, estiveram envolvidos os “agentes” de todos os outros locais de descarga dos municípios costeiros do estado de São Paulo cujas atividades de pesca ocorreram no sistema pesqueiro considerado. Desta maneira, as informações da viagem pesqueira (operação de pesca) são obtidas por meio de entrevistas estruturadas realizadas com mestres, tripulantes das embarcações e/ou pescadores no momento da descarga, ou anteriormente à saída para uma próxima operação de pesca. De forma complementar, é possível verificar registros administrativos (nota fiscal, nota do produtor, protocolos de controle, mapas de bordo etc.) fornecidos nos locais de descargas e/ou por profissionais individualmente. Estes registros administrativos, quando disponíveis, são utilizados para facilitar o registro e o resgate de informações quando necessário, além de abreviar o tempo de duração da entrevista, uma vez que muitas das informações requeridas para o monitoramento já se encontram sistematizadas.

Nos formulários aplicados durante as entrevistas (Anexo 14.1), além da identificação da unidade produtiva (embarcação, pescador etc.) e das datas e locais de saída e de descarga(s), são registradas informações sobre a viagem de pesca, tais como: valores quantitativos da captura (peso, número, dúzias, litros, valor de primeira comercialização etc.) por categoria de pescado (espécie ou grupo taxonômico agrupado); o(s) aparelho(s) de pesca utilizado(s) e o esforço pesqueiro aplicado (duração da viagem, dias efetivos de pesca, número e duração das operações etc.) e a área de operação obtida a partir de informações da profundidade de atuação, da distância e orientação geográfica da operação de pesca em relação a um ponto referencial (por exemplo: farol, laje, um acidente geográfico etc.), nome do pesqueiro (geralmente fornecido pelo setor artesanal podendo ter caráter regional ou local, ao qual são atribuídas coordenadas geográficas), latitude e longitude (mais comumente fornecidas pelo setor industrial, pelo uso de equipamentos de navegação) ou, ainda, na identificação direta em mapas de apoio (por exemplo, cartas náuticas ou mapas personalizados do recorte geográfico de interesse).

Os formulários preenchidos em campo (registros) são supervisionados junto ao “agente de campo” no momento da visita de um “monitor de campo” nos locais de descarga, com periodicidade semanal. Nesta etapa o responsável pela supervisão faz uma primeira avaliação crítica das informações registradas, procurando detectar erros ou ausências de preenchimento nos formulários aplicados que, quando identificados, devem ser corrigidos ainda nesta fase de campo. A periodicidade da supervisão com, no máximo, 7 dias de intervalo é utilizada para garantir que as correções necessárias possam ser executadas pelo “agente de campo”, caso seja necessária uma nova entrevista com a unidade produtiva em questão. Após esta depuração inicial, os formulários são encaminhados para o devido processamento em Banco de Dados Relacional e arquivamento.

De forma complementar e independente das entrevistas de monitoramento das operações rotineiras de pesca foram aplicados formulários específicos (Anexo 14.2) voltados à caracterização socioeconômica tanto dos pescadores profissionais quanto dos amadores atuando nos limites da Baía do Araçá. O objetivo foi aprofundar o conhecimento sobre aqueles que utilizam com frequência a Baía do Araçá para a pesca. Para tanto, entre abril de 2014 e março de 2015, os formulários foram aplicados por um pesquisador que, depois de registrar os dados pessoais, investigou, de cada pescador, o tipo de pesca que pratica (embarcada ou desembarcada) e sua relação de parceria e de trabalho (caso seja embarcado), qual a categoria em que se enquadra (profissional, amador ou subsistência) e se atua em regime de economia familiar, qual(is) modalidade(s) de pesca utiliza, quais espécies e quanto captura e em que período (safra, meses, período do dia, marés etc.). Informações também foram obtidas do entrevistado e dos membros da família, como idade, gênero, grau de escolaridade, ocupação (principal e secundária quando pertinente) e estimativa de renda. Com relação ao resultado da atividade pesqueira, foi solicitado ao entrevistado que informasse qual o destino da produção (comercialização direta, intermediários etc.), como o pescado foi conservado e se sofreu beneficiamento antes da comercialização. Ainda ao pescador foi solicitado informar sobre o acesso e uso de benefícios (seguro defeso, Pronaf – Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar, subsídio do óleo diesel, subsídio de gelo, profrota – Programa Nacional de Financiamento da Ampliação e Modernização da Frota Pesqueira Nacional etc.) e sobre estar filiado a alguma entidade de classe (colônia de pescadores, associações etc.) para entender o seu envolvimento social com o setor pesqueiro. A partir das informações de acesso a benefícios e da participação social, é possível ter uma ideia, mesmo que primária, do grau de governança do grupo de interesse em relação à atividade econômica e às políticas públicas. Por fim, foi solicitado que indicasse até cinco outros pescadores que reconhece como pescador da Baía do Araçá, para serem incluídos nas entrevistas.

14.3 ATIVIDADES EM LABORATÓRIO E BANCO DE DADOS

Os formulários das viagens de pesca recebidos, avaliados e homologados pelo “monitor de campo” são encaminhados para a Unidade Laboratorial de Referência em Controle Estatístico da Produção Pesqueira Marinha (Laboratório de Estatística Pesqueira) do Instituto de Pesca, para o devido armazenamento e arquivamento. Esta fase é executada por um “assistente de pesquisa”, que é responsável por todo o procedimento administrativo de recepção, processamento (avaliação crítica e digitação), homologação (análises quantitativas e cartográficas) e disponibilização dos dados.

Após a recepção, para garantir uma melhor confiabilidade e qualidade dos registros, os formulários passam pela etapa de avaliação crítica dos dados já na fase de processamento, na qual erros, ausências ou insuficiências de dados que eventualmente não foram ou não puderam ser verificados em campo, são detectados e corrigidos. Na sequência, os dados e informações contidas nos formulários são disponibilizados para o devido processamento digital, sendo inseridos no Banco de Dados Pesqueiros Relacional “ProPesqWEB”, desenvolvido especificamente para esta finalidade, realizado por uma equipe de digitadores que deve estar devidamente dimensionada para o volume de dados a ser armazenado. Informações acerca da estrutura e funcionamento do Sistema ProPesqWEB podem ser consultadas em Ávila-da-Silva *et al.* (1999) e no *site* www.propesq.pesca.sp.gov.br. O Sistema possui rotinas automatizadas para prevenir alguns tipos de erros corriqueiros durante o processo de armazenamento digital (por exemplo, não permitir a inserção de unidade produtiva que não esteja previamente cadastrada; controle de registro de datas, não permitindo datas de saída e de operação de pesca incompatíveis com a data de descarga; não permitir a inserção de áreas de pesca não cadastrada etc.). Os dados, já em meio digital, passam pelo processo de homologação para solucionar os problemas, quando houver, que não foram detectados nem na fase de campo, nem na fase de laboratório de digitação. Para tanto, são utilizadas análises quantitativas e cartográficas realizadas tanto pelo “assisten-

te de pesquisa” como pelo “monitor de campo” responsável de cada localidade pesqueira. As análises são realizadas utilizando protocolos pré-estabelecidos, constantemente revisados, de verificação da pertinência das informações espacializadas de todos os atributos, por exemplo, verificar a presença de espécies fora de sua área de distribuição, descargas superiores ao padrão temporal pretérito, dinâmica operacional das frotas incompatível com o seu padrão, entre outros. Homologados, os dados e informações estão disponíveis para serem tornados públicos no *site* www.propesq.pesca.sp.gov.br e seguem para arquivamento físico.

Por sua vez, os formulários da caracterização socioeconômica, após a coleta em campo, são transferidos para o Laboratório de Estatística Pesqueira para a devida avaliação e processamento das informações e depois arquivamento, seguindo as mesmas fases e etapas de controle de processos. Neste caso, os dados são armazenados em banco de dados específico, devido ao número substancial de questões abertas difíceis de serem sistematizadas, porém com uma interface direta de comunicação com o Sistema ProPesqWEB.

O PMAP tem como política de dados nunca divulgar informações que permitam a identificação de pessoas, de pequenos grupos ou de empresas. Embora o Instituto de Pesca seja uma instituição pública, os dados individuais fornecidos voluntariamente por pescadores, mestres de embarcações, armadores e empresas de pesca são privados e devem ser respeitados como tal. É neste compromisso ético com o setor pesqueiro que consiste a base do Programa de Monitoramento em vigor. Os dados de pesca são disponibilizados e divulgados publicamente, respectivamente, pela interface pública do Sistema ProPesqWEB de forma consolidada por ano, mês, município, aparelho de pesca ou espécie no sítio institucional na internet (<http://www.pesca.sp.gov.br/estatistica.php>) e por informes e anuários pesqueiros, também disponíveis no *site*. Bases de dados específicas para análises e estudos, como é caso da Baía do Araçá, podem ser solicitadas diretamente ao Laboratório de Estatística Pesqueira, desde que atendam à política de dados.

14.4 ANÁLISE DOS DADOS

Inicialmente, é necessário reafirmar que o PMAP utiliza na sua execução o método censitário (FAO 1999), portanto, não são utilizados procedimentos estatísticos de estimação ou extrapolação para a composição da base de dados ou para as análises consolidadas. Inicialmente, foi necessário definir qual a área de estudo a ser considerada para o diagnóstico pesqueiro. Para tanto, utilizou-se uma base consolidada de dados georreferenciados dos registros aportados pelo Sistema ProPesqWEB entre os anos 1998 e 2008, focando na identificação da área que mantém uma dinâmica de pesca relacionada com a Baía do Araçá, sendo esta considerada a área de estudo (área de interesse e de influência) para efeito do diagnóstico pesqueiro. Verificou-se, a partir da espacialização dos dados em Sistema de Informação Geográfica (*QGIS DEVELOPMENT TEAM 2014*), quais áreas (recorte geográfico) foram utilizadas por viagens de pesca que operaram suas descargas na Baía do Araçá. Após esta verificação, consideraram-se todos os registros de viagens que reportaram atividade no recorte geográfico selecionado, independentemente do município de origem e do local de descarga. Como uma mesma viagem de pesca pode explorar diversas áreas, aquelas adjacentes ao recorte geográfico foram acrescidas, definindo assim a área de estudo.

A base consolidada de dados georreferenciados entre os anos 2012 a 2015, selecionada e disponibilizada pelo Sistema ProPesqWEB, foi trabalhada para quantificar e qualificar a atividade pesqueira na área de estudo. Para esta caracterização, foram utilizados os seguintes indicadores: número de unidades produtivas; número de operações de pesca; áreas de operação; aparelhos de pesca utilizados; e captura e receita bruta reportada para a área de estudo e para o recorte geográfico, considerando município, arte de pesca e espécie.

Uma primeira avaliação espacial da pesca foi realizada considerando os números de viagens totais na área de estudo por município, resultando em 22 blocos de 10 milhas náuticas de lado. Para cada bloco,

foi calculada a frequência relativa de viagens por município de descarga. Esta primeira abordagem espacial teve como objetivo descrever qual município utiliza a área de estudo e com qual intensidade. A segunda abordagem espacial, mais específica, considerou apenas os registros coincidentes com o recorte geográfico, perfazendo 16 blocos de 05 milhas náuticas de lado, abrangendo o Canal de São Sebastião e proximidades (Figura 14.1). As capturas de pescado provenientes de viagens com operações nesta área foram analisadas de forma detalhada. Foram totalizados o número de viagens e as variações anual e mensal das capturas e dos valores de primeira comercialização por categoria de pescado, com destaque para as capturas realizadas no interior da Baía do Araçá. Por fim, foram plotados mapas por municípios com valores expressos em porcentagem dentro dos blocos estatísticos. Os valores percentuais correspondem ao montante capturado na área (participação de cada bloco) em relação à produção total do município. Essa representação gráfica e as tabelas descritivas têm como função evidenciar a importância da área de estudo, do recorte geográfico da Baía do Araçá propriamente dita, para a atividade pesqueira de cada município, objetivando contribuir com um eventual planejamento de uso territorial e ordenamento da atividade.

Dos recursos pesqueiros registrados, foram selecionadas as categorias (espécies e/ou conjunto de espécies) cuja captura agrupada representou mais de 90% do total reportado (espécies principais). Para estas espécies foi realizado um levantamento de informações e dados secundários relativos à caracterização geral, distribuição geográfica e batimétrica, comprimento máximo, alimentação e artes de pesca. Estas informações foram utilizadas para instruir o diagnóstico. A variação das capturas por unidade de esforço (dia efetivo de pesca) das espécies principais e sua relação com as variáveis ambientais (dados primários e secundários) podem ser exploradas de diversas formas. O ajuste de modelos lineares generalizados (Hilborn & Walters 2003, Quinn & Deriso 1999) indicará a magnitude da significância da influência de fatores abióticos e temporais e do petrecho de pesca sobre a CPUE de cada uma das principais espécies capturadas. A similaridade das tendências de variações temporais das CPUEs destas espécies e sua relação com a variação de fatores ambientais será verificada por métodos de análise de séries temporais (Zuur *et al.* 2007).

análise. A não garantia da coleta da totalidade das informações reflete diferentes motivações, entre elas: 1. negação na colaboração do repasse das informações pela característica da não obrigatoriedade (caráter voluntário de adesão ao PMAP) ou do receio de uso deletério destas, individual ou coletivamente; 2. eventual repasse parcial de informações e/ou de operações de pesca, de forma a evitar reportar registros indesejados (por exemplo, captura de espécie proibida, pesca em local e/ou período proibidos) e/ou consideradas sigilosas por parte do entrevistado (por exemplo, local de pesca tradicional) e, 3. repasse de informações super ou subdimensionadas, de acordo com o entendimento do entrevistado do uso dado às informações por ele repassadas, ora qualificando a atividade positivamente (por exemplo, para finalidade de obtenção de financiamento), ora negativamente (por exemplo, para finalidade de obtenção de benefícios). Importante salientar que estas ocorrências são passíveis de serem detectadas e, portanto, devidamente consideradas e ajustadas, não comprometendo as avaliações de larga escala, ou seja, os diagnósticos e caracterizações. A segunda razão da incerteza sobre o dimensionamento quantitativo diz respeito a não consideração de viagens de pesca que ocorreram na área de pesca em monitoramento, cujas descargas foram operadas em locais não monitorados. O PMAP é um programa de monitoramento de descargas que abrange apenas os municípios do estado de São Paulo, tendo a extensão da área de atividade das frotas, principalmente as industriais com alta mobilidade, comum a outros estados, podendo incorrer no fato de existirem viagens não computadas para um mesmo recorte geográfico.

Somada às incertezas expostas acima, os programas de monitoramento em geral sofrem com a dificuldade de obter dados e informações dos componentes da pesca descartados no ambiente. O correto dimensionamento ou estimativa do descarte pesqueiro passa a ser o mais atual desafio a ser alcançado pelos programas de monitoramento. Isto porque o descarte reflete diversos aspectos importantes, desde políticos até econômicos e sociais, motivados pelo marco regulatório (espécie, comprimento, período e/ou área proibida para pesca), pela presença satisfatória dos alvos de captura e da relação custo de conservação e baixo custo de algumas espécies, pela presença de espécies que não possuem nenhum interesse comercial, além do componente da interação da pesca com a mortalidade incidental de outros grupos.

O método censitário recebe, ainda, críticas restritivas severas para seu uso. Estas não são focadas nos resultados obtidos e sim nos custos de execução que seriam substancialmente superiores quando comparados aos do uso de método amostral Miranda *et al.* (2016) tecem argumentações e comparações tanto das diferenças nos valores de execução entre os dois métodos, quanto da qualidade e limites estatísticos dos resultados obtidos pelo método amostral, quando comparados ao censitário. Os autores encontraram, de fato, custos mais reduzidos pelo método amostral, entretanto, não substanciais para justificar as perdas de eficácia nas estimativas realizadas.

Embora a obtenção da totalidade dos dados das descargas pesqueiras realizadas seja improvável (fator aceito em qualquer método de monitoramento pesqueiro em vigor), os valores quantitativos registrados permitem uma adequada indicação dos níveis de extração pesqueira e suas tendências. Esta afirmação está baseada no conhecimento pretérito da série histórica disponível que demonstra ser a área de estudo, majoritariamente utilizada pela pesca artesanal de baixa mobilidade descarregando em locais monitorados e na legitimação das informações obtidas durante a realização da caracterização socioeconômica que não apontou qualquer ausência de unidades produtivas e nenhuma crítica ao sistema em vigor.

As análises propiciaram uma descrição detalhada dos usuários da área de estudo, destacando a Baía do Araçá e um inventário das espécies capturadas (identificadas ao menor táxon possível) e de seus índices de abundância pesqueira (CPUE) e desempenho econômico (primeira comercialização), por aparelho de pesca, município de descarga, sazonalidade e área de captura. As análises socioeconômicas associadas às do monitoramento da atividade pesqueira indicaram a necessidade de aprofundar estudos voltados ao desempenho econômico de forma mais ampla, considerando a cadeia produtiva como um todo, a partir de análises de custo de produção (fase de pré-captura), de desempenho em toda a cadeia de comercialização (fase pós-captura) e de captura propriamente dita (incluindo o componente do descarte, da captura incidental, da pesca de

subsistência e da pesca amadora). Este tipo de análise não esteve no escopo deste projeto, sendo a principal recomendação a ser considerada em análises futuras nos projetos de mesma natureza. Recomenda-se ainda que, sendo possível, seja realizado um programa de amostragem biológica das espécies capturadas, no qual as informações obtidas possam auxiliar estudos visando avaliar a saúde dos estoques e do ambiente.

No âmbito dos limites da baía, o conhecimento sistematizado da pesca e do uso da área de entorno e área de estudo como um todo, verifica-se que os métodos adotados foram satisfatórios para o diagnóstico pesqueiro. Verifica-se, ainda, que os dados e as análises interpretativas disponibilizadas, inclusive aquelas integradas ao componente socioeconômico, possibilitam uma série de correlações com outros fatores ambientais e de desenvolvimento local disponível, podendo subsidiar a elaboração de planos de gestão territorial. Assim, sugere-se que a metodologia adotada neste projeto sirva de orientação em projetos de mesma natureza, desde que se tenha segurança da existência, ou da execução, de programa de monitoramento que represente satisfatoriamente toda área de estudo.

As análises e os resultados do diagnóstico pesqueiro compõem uma base de dados importante para o projeto, não somente para estabelecer a importância da Baía do Araçá na economia local, municipal e regional, como também por reafirmar a assertiva da relevância dos serviços ecossistêmicos prestados. As informações sobre as categorias de pescado capturadas, conjuntamente com as das relações tróficas e funções ecológicas obtidas de dados independentes da pesca, podem ser mais bem compreendidas e interpretadas, possibilitando a indicação de políticas públicas voltadas ao desenvolvimento e à governança tanto do setor produtivo pesqueiro quanto da comunidade do entorno da Baía do Araçá. Certamente contribui para uma gestão territorial e ambiental mais inclusiva, ao ser um componente de uma pesquisa-ação, que por ser integrativa e colaborativa possibilitou aos grupos de interesse (pescadores profissionais ou amadores, população residente, poder público municipal e estadual, comerciantes de pescado, população em geral, pesquisadores etc.) condições de investigar suas práticas de forma crítica e reflexiva. O diagnóstico da pesca na Baía do Araçá, que demonstra uma atividade econômica de grande relevância, apesar dos mitos da sua inexpressividade e de ser o Araçá um ambiente desprovido de vida, coloca em evidência e visibilidade um grupo populacional capaz de promover condições e ações transformadoras desta realidade.

Embora a captura pesqueira extraída no interior da baía não seja expressiva, quando comparada a outras áreas utilizadas por embarcações de maior mobilidade, ganha relevância ao servir de apoio a uma atividade pesqueira tradicional de pequena escala, incluindo a pesca desembarcada. Os serviços de apoio à atividade são caracterizados pelo fato de a Baía do Araçá funcionar como ponto de saída, de descarga e de ancoragem de embarcações, pela presença de estruturas físicas como ranchos de pesca e garagem destinadas à guarda e reparos de materiais, de petrechos de pesca e de embarcações, por ser uma localidade de residência de pescadores e seus familiares e pela comercialização familiar do pescado. Estas características definem o entorno da Baía do Araçá como Comunidade Pesqueira, sendo a pesca altamente suscetível, assim como o território pesqueiro no qual está inserida, as interferências causadas por outras atividades antrópicas, pois devido à sua baixa mobilidade, possui alternativas muito restritas de mudanças em suas áreas de captura e nas suas estruturas de apoio.

Agradecimentos

Agradecemos a todas e todos profissionais ligados à atividade pesqueira, sem cuja adesão ao Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira – PMAP, este trabalho não teria acontecido. A toda população da Comunidade do Araçá (moradores, agregados e amigos) pela compreensão e acolhimento do trabalho, pela participação efetiva das atividades de pesquisa e pelo engajamento na melhoria da imagem do Araçá. A equipe do PMAP e do Instituto de Pesca, sediados em Santos e Ubatuba, pelo apoio logístico, operacional e técnico.

4.6 REFERÊNCIAS

- ÁVILA-DA-SILVA, A.O.; CARNEIRO, M.H.; FAGUNDES, L. 1999. Sistema gerenciador de banco de dados de controle estatístico de produção pesqueira marítima – ProPesq. Anais XI Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca e I Congresso Latino-americano de Engenharia de Pesca. Recife, 2: 825-832.
- ÁVILA-DA-SILVA, A.O.; CARNEIRO, M.H.; MENDONÇA, J.T.; SERVO, G.J.M.; BASTOS, G.C.C.; BATISTA, P.A. 2007. Produção pesqueira marinha do Estado de São Paulo no ano 2005. Série Relatórios Técnicos, 26: 1- 44.
- BUNCE, L.; TOWNSLEY, P.; POMEROY, R.; POLLNAC, R. 2000. Socioeconomic manual for coral reef management. Australian Institute of Marine Science, Townsville. 264 p.
- CARNEIRO, M.H.; KOLLING, J.A.; ÁVILA-DA-SILVA, A.O.; MENDONÇA, J.T.; NAMORA, R.C.; MIRANDA, L.V. 2013. A pesca nas áreas de proteção ambiental Marinha do Estado de São Paulo, Brasil, entre agosto de 2008 e julho de 2009. Informe Pesqueiro de São Paulo, 36: 1-34. Disponível em: <http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/propesq/web/app.php/publico/10/conteudo>.
- FAGUNDES, L.; CARNEIRO, M.H.; TOMÁS, A.R.G.; MUCINHATO, C.M.D.; KOLLING, J.A.; MIRANDA, L.V.; SOUZA, M.R.; ZAMBELLI, R.M.; SECKENDORFFER, W.; TUTUI, S.L. 2014. Atividade pesqueira e comunidades tradicionais de pescadores nos municípios de Ilhabela e São Sebastião, com ênfase ao Canal de São Sebastião. Série Relatórios Técnicos, 53:1-41. Disponível em: <http://www.pesca.sp.gov.br/publicacoes.php>
- FAO. 1995. Código de conducta para la pesca responsable. Food and Agriculture Organization Fisheries Department, Rome. 46 p.
- FAO. 1999. Guidelines for the routine collection of capture fishery data. FAO Fisheries Technical Paper. No. 382. Rome.
- HILBORN, R.; WALTERS, C.J. 2003. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Springer, New York.
- MIRANDA, L.V.; KINAS, P.G.; MOREIRA, G.G.; NAMORA, R.C.; CARNEIRO, M.H. 2016. Survey sampling for fisheries monitoring in Brazil: implementation and analysis. Brazilian Journal of Oceanography, 64(4):401-414.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM. 2014. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>
- QUINN, T.J.; DERISO, R.B. 1999. Quantitative fish dynamics. Oxford University Press, USA.
- STEMPNIEWSKI, H.L. 1997 Retrospectiva dos serviços de pesca da Secretaria de Agricultura e Abastecimento e o jubileu de prata do Instituto de Pesca. Instituto de Pesca, São Paulo. 161 p. Disponível em: www.pesca.sp.gov.br/publicacoes.shtml.
- VIEIRA, B.B.; CARVALHO, J.P.; SILVA, A.G.; BRAGA, A.A.; RAMOS, F.A.; MAIA, M.M.; BARKER, J.M.B. 1945. Anuário de pesca Marítima do Estado de São Paulo. Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio, Divisão de Produção e Proteção de Peixes e Animais Silvestres, São Paulo. 122 p.
- ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; SMITH, G.M. 2007. Analysing Ecological Data. Springer Science.

ANEXO 14.1



Governo do Estado de São Paulo
Secretaria da Agricultura e Abastecimento
Instituto de Pesca

Município:
Local de Descarga:
Data da Descarga:
Unidade Produtiva:
Porto de Registro:
Aparelho de Pesca:
Local de Pesca e Posição:
Distância da Costa – Mín: Máx:
Profundidade – Mín: Máx:
Coordenadas:
Porto Saída: Chegada:
Data Saída: Chegada:
Hora Saída: Chegada:
Dias de Pesca: Viagens <input type="checkbox"/> Nº:

Esforço de Pesca

Período: Diurno () Noturno () 24 h ()

Arrasto / Parelha:

Núm. de Arrastos p/ Dia: Total:

Duração dos Lances – Média: Total:

Cerco - Número de Lances:

Horas de Procura – 1º: 2º: 3º:

Data 1º Lance: Hora Início:

Data Fim: Hora Fim:

Data 2º Lance: Hora Início:

Data Fim: Hora Fim:

Data 3º Lance: Hora Início:

Data Fim: Hora Fim:

Linha/Espindel/Armadilhas: Núm. Total:

Núm. de Anzóis/Armadilhas p/ Recolhimento:

Núm. Recolhimentos p/ Dia: Total:

Tempo de Imersão – Médio: Total:

Rede de Emalhe / Espera: Núm. de Redes:

Núm. Recolhimentos p/ Dia: Total:

Tempo de Imersão – Médio: Total:

Malha	Nº de Panos	Altura	Compr. (m)

Espécies / Categorias Capturadas:

Abrótea:	Maria-mole:
Bagre-branco:	Merluza:
Bagre-amarelo:	Namorado:
Betara:	Olhete:
Bicuda:	Olho-de-cão:
Bonito:	Oveva:
Cabrinha:	Palombeta:
Cação (): Pampo:	
Cação-anjo:	Parati:
Cam.-7-Barbas:	Pargo-rosa:
Cam.-Branco:	Pescada-amarela:
Cam.-Rosa:	Pescada-banana:
Cam.-Santana:	Pescada-branca:
Cambeva:	Pescada-cambucu:
Carapaur:	Pescada-dentão:
Carapeba:	Pescada-foguete:
Caratinga:	Pirajica:
Castanha:	Polvo:
Cavalinha:	Porco <input type="checkbox"/> P.-Peludo <input type="checkbox"/>
Cioba:	Porco-chinelo:
Congro-Rosa:	Prejereba:
Corvina:	Raia <input type="checkbox"/> R.-Emplastro <input type="checkbox"/>
Dourado:	Robalo Flecha <input type="checkbox"/> Peva <input type="checkbox"/>
Enchova:	Roncador:
Espada:	Sapateira:
Galo:	Sardinha-Band.:
Garoupa:	Sardinha-Verd.:
Goete:	Sari-Sari:
Gordinho:	Savelha:
Guaivira:	Sororoca:
Lagostim:	Tainha:
Linguado <input type="checkbox"/> L.-Areia <input type="checkbox"/>	Tira-Vira:
Lula:	Trilha:
Manjuba-de-Iguape:	Vermelho:
Maria-Luíza:	Xaréu:
Mistura:	Descarte:

Captura Zero Captura Acidental **Tripulantes Nº:**

Observações/Descarte/Tripulantes (nomes):

Nome do Mestre: Agente de Campo:

PROJETO DE CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA DA ATIVIDADE PESQUEIRA E AQUÍCOLA MARINHA CARACTERIZAÇÃO SOCIOECONÔMICA

Data da entrevista: ___/___/___

Cód. do Cadastro: _____

Município:
Localidade:
Entrevistador:

No.	Questões	NI/NS*																																										
01	Nome do entrevistado e apelido:																																											
02	Data de nascimento: ___/___/___ Local de nascimento:																																											
03	Utiliza barco para pescar? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não																																											
04	Você é proprietário ou responsável de embarcação? <input type="checkbox"/> Sim (Aplicar cadastro da embarcação) <input type="checkbox"/> Não																																											
05	Que tipo de modalidade de pesca pratica? (obs: múltipla-escolha)																																											
	Inserir código																																											
	Ver Glossário Petrecho de Pesca no formulário Cadastro de Embarcação																																											
06	Quais espécies mais capturadas? Em quais meses ocorrem? Em quais modalidades são capturadas? Quais são os locais de pesca de cada espécie por modalidade? (Auxílio de mapa)	NI/NS*																																										
	<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th style="width: 20%;">Espécies</th> <th style="width: 15%;">Meses</th> <th style="width: 20%;">Modalidade</th> <th style="width: 10%;">Prof. Máxim</th> <th style="width: 15%;">Ambiente</th> <th style="width: 20%;">Local/ Quadrante</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> <tr><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td><td> </td></tr> </tbody> </table>		Espécies	Meses	Modalidade	Prof. Máxim	Ambiente	Local/ Quadrante																																				
	Espécies		Meses	Modalidade	Prof. Máxim	Ambiente	Local/ Quadrante																																					
07	Atua na aquicultura? <input type="checkbox"/> Sim... <input type="checkbox"/> Não																																											
08	Algum membro da família participa da atividade da pesca? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Não																																											

No.	Questões						NI/NS+
	Membro da Família	Gênero (M / F)	Idade	Escolaridade*	Ocupação		
	<i>Entrevistado</i>				<i>Principal</i>	<i>Secundária</i>	
09							
*Níveis de escolaridade: a – nenhum; fi – fundamental incompleto; fc – fundamental completo; mi – médio incompleto; mc – médio completo; si – superior incompleto; sc – superior completo; pg – pós graduado.							
10	Qual o destino da sua produção? <input type="checkbox"/> Intermediário <input type="checkbox"/> Peixaria <input type="checkbox"/> Restaurante <input type="checkbox"/> Venda direta <input type="checkbox"/> Indústria de beneficiamento <input type="checkbox"/> Outros- Qual? _____						
	Qual a forma de conservação do produto comercializado? <input type="checkbox"/> In natura <input type="checkbox"/> Resfriado <input type="checkbox"/> Congelado <input type="checkbox"/> Salgado						
	Qual a forma de beneficiamento do produto comercializado? <input type="checkbox"/> Inteiro <input type="checkbox"/> Eviscerado <input type="checkbox"/> Descabeçado <input type="checkbox"/> Desconchado <input type="checkbox"/> Filetado <input type="checkbox"/> Posta <input type="checkbox"/> Espalmado						
11	Possui carteira de pescador profissional (válida)? <input type="checkbox"/> Sim <input type="checkbox"/> Artesanal <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Industrial						
12	Recebeu seguro defeso nos últimos 3 anos? <input type="checkbox"/> Sim (Qual espécie/Ambiente? _____) <input type="checkbox"/> Não						
13	Recebe algum outro benefício de políticas públicas? <input type="checkbox"/> Subsídio do óleo <input type="checkbox"/> Subsídio do gelo <input type="checkbox"/> Pronaf <input type="checkbox"/> Profrota <input type="checkbox"/> Outro – Qual ? _____						
14	Poderia indicar cinco pescadores importantes na comunidade para conversar? 1. _____ 2. _____ 3. _____ 4. _____ 5. _____						
15	Filiado a entidades ? <input type="checkbox"/> Não <input type="checkbox"/> Sim Quais? _____						
	Comentários Gerais:						

*NI/NS – NI: não quis informar / NS: não soube informar.

15 - IDENTIFICAÇÃO E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

Paulo A. de A. Sinisgalli, Cauê Carrilho, Bruno M. de Oliveira, Felipe O. Nunes

A importância da valoração dos serviços ecossistêmicos para conservação é cada vez mais reconhecida por ressaltar a contribuição destes serviços para o bem-estar humano e subsidiar a formação de arranjos institucionais que possibilitem sua adequada gestão (Birol *et al.* 2006). Existem diversas aplicações da valoração em políticas ambientais, destacando-se sua contribuição nos processos de tomada de decisão, que se dá, principalmente, por explicitar valores dos serviços ecossistêmicos, normalmente negligenciados ou ocultos nestes processos (Alier 2007, Costanza *et al.* 1997, Costanza *et al.* 2014, Mainon 1993, Mendelsohn & Olmstead 2009, Perman *et al.* 1999, Romeiro 2010, Young 2010).

Os estudos de valoração abordam, principalmente, a dimensão econômica, porém esta, isoladamente, não consegue captar todo o universo de valores associados aos ecossistemas. A valoração econômica dos serviços ecossistêmicos vem se difundindo pelo mundo e tem grande relevância para as etapas de comunicação de projetos que envolvam as relações sociedade-natureza. Por meio de trabalhos clássicos de valoração econômica dos serviços ecossistêmicos (Daily *et al.* 1997, Costanza *et al.* 1997, Daly & Farley 2004, de Groot *et al.* 2012, Costanza *et al.* 2014) emergiu o olhar sobre a importância destes em toda a atividade econômica e social.

A abordagem de valoração puramente econômica dos Serviços Ecossistêmicos, entretanto, teria penetração limitada nas discussões sobre manejo do sistema ecológico terrestre, apesar da sua grande força comunicativa. Um dos problemas associados meramente à valoração econômica está no fato de os diversos serviços ecossistêmicos não seguirem as leis de mercado, uma vez que não possuem exclusividade ou rivalidade, elementos importantes na definição de preços dos produtos e serviços habitualmente conhecidos pela sociedade.

Portanto, a valoração deve ser considerada de forma mais ampla, que ultrapasse a abordagem estritamente econômica, conforme pressupostos da Economia Ecológica (Andrade & Romeiro 2009, Jacobi & Sinisgalli 2012).

Apesar de existir uma extensa produção científica a respeito da Baía do Araçá (Amaral *et al.* 2010), nenhum dos estudos havia tratado, ainda, da identificação e valoração dos seus serviços ecossistêmicos. Visando contribuir para a gestão da baía, partiu-se de três abordagens específicas e complementares de valoração: uma de valoração econômica e sociocultural e outra de valoração ecossistêmica ou análise emergética.

Para a primeira, foi realizada a identificação dos serviços ecossistêmicos associados à Baía do Araçá por revisão de literatura e consulta à população local e especialistas. A valoração econômica foi feita para parte dos serviços identificados, por meio da observação direta ou indireta dos mercados. A observação direta ocorre quando o serviço é comercializado em mercados e, portanto, para estimar seu valor econômico, basta verificar seu preço. Já a indireta é indicada para os casos em que, apesar do serviço não ser comercializado, a observação do mercado de outros serviços (ecossistêmicos ou não) permite a inferência de seu valor.

A valoração sociocultural foi realizada a partir de entrevistas com uma amostra da população moradora do bairro mais próximo da Baía do Araçá (Varadouro), que buscaram estimar a importância dada por

essa população aos serviços, a partir de três componentes principais, importância geral, pessoal e uso.

Complementarmente, buscou-se também apresentar uma contribuição de outra forma de valoração dos serviços ecossistêmicos que não a econômica: a análise emergética. Análise emergética é um método de análise em que o valor de determinado bem ou serviço é determinado pelas contribuições que o sistema ecológico que o sustenta realizou para que esse bem ou serviço estivesse disponível para a sociedade ou ecossistema. Dessa forma, admite o sol como fonte primária de energia que está incorporada em toda a cadeia alimentar, assim como nos produtos de origem fóssil, nos minerais, no movimento de massas de ar e chuva, etc. A essa energia incorporada dá-se o nome emergia, ou memória energética, sendo ela quem traduz a ideia de valor.

Com esses elementos, distintos e relevantes para a região, identificados e quantificados, tem-se melhor entendimento da importância do capital natural, entendido aqui como serviços ecossistêmicos gerados pela Baía do Araçá nas dimensões sociais, ecológicas e econômicas, e sua contribuição para a região.

O entendimento da rede de relações sociais existentes na população local e de atores importantes, como pesquisadores e as instituições, atuantes na Baía do Araçá, foi considerado um importante subsídio para a valoração ambiental, principalmente no tocante aos valores econômicos e socioculturais da comunidade. Neste sentido, foi construída a rede social da Baía do Araçá, além de proporcionar o entendimento do fluxo de informação, deu subsídios ao entendimento de como são formados os valores econômicos e socioculturais nesta comunidade.

A rede social existente na Baía do Araçá proporcionou inferir quais mecanismos estariam associados aos arranjos institucionais existentes e como poderia ser fomentada uma melhor atuação na gestão integrada da baía. Ou seja, um dos aspectos também analisados para melhor entender a dinâmica da Baía do Araçá foi a identificação dos principais atores na região, obtendo uma fotografia da rede social existente, envolvendo os moradores, os pesquisadores e as instituições.

A seguir são apresentados os métodos utilizados a partir de três grandes tópicos: 1. identificação dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá e valoração econômica e sociocultural desses serviços; 2. valoração ecossistêmica (emergética) e, 3. construção das redes sociais da Baía do Araçá.

15.1 IDENTIFICAÇÃO E VALORAÇÃO ECONÔMICA E SOCIOCULTURAL DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

15.1.1 Identificação dos serviços ecossistêmicos

A identificação dos serviços ecossistêmicos baseou-se em três passos principais:

1. elaboração de listagem inicial dos possíveis serviços ecossistêmicos associados à Baía do Araçá, a partir de uma revisão bibliográfica a respeito da dinâmica dos serviços ecossistêmicos e suas formas de valoração, em especial, serviços marinhos e costeiros (Beaumont *et al.* 2007, IUCN 2008, Janssen & Padilla 1999, Ko 2007, Brander *et al.* 2012, Remoundou *et al.* 2009, Ruitenbeek 1992, Samonte-Tan *et al.* 2007, Sathirathai 1998, Vo *et al.* 2012, White *et al.* 1998, Wiethüchter 2008, Wilson & Howarth 2002) e também a respeito do funcionamento da baía (Amaral *et al.* 2010, Gubitoso *et al.* 2008);

2. consulta a especialistas;

3. consulta a membros da comunidade local.

Nas consultas, os grupos apontavam para a existência ou ausência dos serviços levantados na revisão bibliográfica e também para possíveis outros não identificados. Além disso, ambos os grupos atribuíram

graus de importância a cada serviço ecossistêmico sob uma perspectiva local, em relação a sua contribuição ao bem-estar dos usuários da baía. Esse grau de importância foi utilizado para selecionar os serviços mais significativos para a valoração. A forma como essas consultas foram realizadas está detalhada a seguir.

A consulta com os especialistas foi realizada com dez pesquisadores ligados ao projeto *Biota-Araçá*, a partir de questionários autoaplicados (Anexo 15.1). Já a consulta com a comunidade local ocorreu com quinze indivíduos nascidos em São Sebastião e moradores no bairro Varadouro desde o nascimento, por meio de entrevistas semiestruturadas a partir de um roteiro elaborado (Anexo 15.2).

Para cada serviço, o pesquisador poderia marcar se considerava o serviço “ausente”, avaliando, assim, a pertinência da inclusão do serviço na listagem. Além disso, também atribuía notas (de 1 a 10) para seu grau de importância, com base em duas perspectivas: a) perspectiva ampla, dissociada da Baía do Araçá, pensando na contribuição deste serviço ao bem-estar humano de forma geral; b) perspectiva local, conforme mencionado anteriormente, em relação ao bem-estar associado aos serviços produzidos pela Baía do Araçá e aos benefícios promovidos aos seus usuários. Posteriormente, somente o grau de importância para a perspectiva local foi considerado, tendo em vista que a contribuição deste trabalho foi direcionada a tomadas de decisão na Baía do Araçá e não a uma avaliação dos serviços ecossistêmicos de forma ampla e dissociada da Baía.

O uso de entrevistas semiestruturadas, ao invés de questionários autoaplicados, foi considerado adequado para a consulta à comunidade local, pois era esperado trabalhar com um grupo heterogêneo, que se utiliza e necessita de diferentes formas de linguagem, o que não ocorreu na consulta com os especialistas. Durante as entrevistas com a comunidade, optou-se por não fazer uma apresentação a respeito da temática de serviços ecossistêmicos para diminuir o risco de indução das respostas (May 2004). Assim, foram formuladas perguntas abertas relacionadas aos serviços ecossistêmicos. Por exemplo, para a avaliação do serviço de fornecimento de alimento, a seguinte pergunta foi realizada: “Você, ou alguém que você conheça, obtém alimentos da Baía do Araçá, seja para consumo próprio ou venda, como peixes e mariscos?”. Caso o entrevistado respondesse que sim, o pesquisador avaliava que o serviço era presente em sua opinião. Do contrário, o serviço era considerado como ausente. Assim, o pesquisador avaliava a presença ou ausência do serviço com base na resposta do entrevistado.

Depois, para a atribuição do grau de importância, foi perguntado como o entrevistado avaliava aquele item mencionado (exemplo: possibilidade de pesca na Baía do Araçá) para os usuários, na seguinte escala: não é importante, pouco importante, importante e muito importante. A atribuição do grau de importância não foi feita de forma numérica como na consulta com os especialistas, pois a representação numérica não foi bem compreendida durante as entrevistas piloto realizadas com a comunidade local. Ao final de cada entrevista, foi perguntado se o entrevistado considerava que a Baía do Araçá fornecia outros benefícios não citados anteriormente. Caso positivo, o entrevistado informava o que não havia sido contemplado nas perguntas anteriores e também fazia a atribuição do grau de importância do item informado.

As diferentes formas de atribuição do grau de importância foram transformadas em uma única escala de um a quatro. O grau de importância atribuído pelos especialistas estava em uma escala numérica de um a dez, sendo, então, transformada na escala de um a quatro. O grau de importância da comunidade local estava em uma escala qualitativa, que teve a seguinte atribuição numérica: 1. não importante; 2. pouco importante; 3 importante e 4. muito importante. Após a adequação das escalas, os números atribuídos por cada pessoa consultada foram somados, e foi feita uma média do grau de importância para cada grupo consultado.

Para considerar o grau de importância e a presença ou ausência do serviço informados pelos entrevistados, multiplicou-se o valor do grau de importância pela presença. Por exemplo, caso 80% dos consultados considerasse determinado serviço presente e o grau de importância médio fosse avaliado em 3, multiplicava-se 0,8 (80%) por 3. Fazer essa multiplicação significa assumir que as pessoas que consideraram o serviço como ausente dão importância zero para ele enquanto atividade realizada na baía, o que é perti-

nente, dado que atribuição do grau de importância foi feita com base numa perspectiva local, com relação à contribuição do serviço ao bem-estar dos usuários da Baía do Araçá.

Para a análise dos resultados, foram atribuídos diferentes pesos para a avaliação do grau de importância dado aos serviços ecossistêmicos pelos diferentes grupos na grande maioria dos serviços ecossistêmicos elencados. Considerou-se que a comunidade seria mais indicada a avaliar determinados serviços por ser diretamente impactada por eles. Assim, foi atribuído peso “dois” para sua avaliação do grau de importância para os serviços de patrimônio e identidade cultural, fornecimento de alimento, beleza cênica e conservação da paisagem, lazer e recreação e fornecimento de matéria-prima. Entretanto, para os serviços que necessitavam de um conhecimento técnico para sua compreensão e cujas entrevistas mostraram não ser muito bem compreendidos pela comunidade, a avaliação dos especialistas recebeu peso “dois” (serviços de desenvolvimento de atividades científicas e educacionais, depuração de efluentes e remoção de carbono).

Com isso, foi calculado um índice referente ao grau de importância para cada serviço ecossistêmico. Seu valor variou de 0 a 4, sendo 0-1: não é importante; 1-2: pouco importante; 2-3: importante; 3-4: muito importante. Os serviços avaliados como “muito importante” e “importante” foram selecionados para valoração econômica.

É necessário pontuar que a identificação dos serviços ecossistêmicos não se restringiu às etapas descritas acima. As entrevistas de valoração sociocultural, que serão explicadas posteriormente, demonstraram a necessidade da inclusão de dois novos serviços, a saber, acesso ao mar e satisfação pela conservação do ambiente. Além desses, outros dois serviços foram incluídos em resposta à consulta com os especialistas e com a comunidade local, que não estavam presentes na listagem inicialmente desenvolvida por meio da revisão bibliográfica, a saber, abrigo de embarcações e proteção contra o aumento do nível do mar. Esses quatro novos serviços não receberam a atribuição do grau de importância por não terem sido avaliados por todos os atores consultados. Dessa forma, seus critérios de inclusão para a listagem dos serviços que seriam valorados economicamente foram outros. O serviço de abrigo de embarcações foi considerado para valoração econômica por ser citado tanto pelo grupo de especialistas, quanto pelo grupo da comunidade local. O serviço de acesso ao mar foi valorado de forma conjunta ao de abrigo de embarcações, como será apresentado posteriormente.

15.1.2 Valoração econômica

Como mencionado anteriormente, a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos propicia o reconhecimento, mesmo que parcial, da sua importância para o bem-estar da população. A revisão bibliográfica realizada para o levantamento inicial dos serviços ecossistêmicos também foi utilizada para a identificação dos métodos de valoração econômica que seriam apropriados para os diferentes serviços aqui elencados. A utilização dos métodos partiu de uma análise da possibilidade de obtenção dos dados necessários para a valoração e também da qualidade esperada dos resultados. Por isso, como será melhor abordado posteriormente, optou-se por não fazer a valoração econômica de determinados serviços por não terem sido identificados métodos adequados ou por ser realizado apenas sob o ponto de vista cultural.

Na Tabela 15.1, são apresentados os serviços ecossistêmicos identificados e seus respectivos métodos de valoração econômica. O serviço de fornecimento de matéria-prima não atingiu a avaliação de “muito importante” ou “importante” na consulta feita com os grupos (comunidade local e especialistas) e, por isso, não foi considerado para a valoração econômica, conforme critério apresentado anteriormente. Para os serviços de patrimônio e identidade cultural e sentido de lugar, beleza cênica e conservação da paisagem, benefícios futuros e lazer e recreação, o método econômico identificado foi a valoração contingente. Porém, por conta de sua amplitude de vieses (Andrade & Romeiro 2009), optou-se por não utilizá-lo. Por isso, esses serviços também não estão associados a nenhum método de valoração econômica na Tabela 15.1.

Tabela 15.1. Serviços ecossistêmicos e seus respectivos métodos de valoração econômica utilizados neste estudo. Obs.: Os serviços que não possuem método associado não foram valorados economicamente.

Serviços ecossistêmicos	Grau de importância	Método de valoração
Patrimônio e identidade cultural e sentido de lugar	3,79	-
Fornecimento de alimento	3,69	Preços de mercado
Beleza cênica e conservação da paisagem	3,67	-
Desenvolvimento de atividades científicas e educacionais	3,55	Valoração de projetos
Benefícios futuros	3,55	-
Lazer e recreação	3,3	-
Depuração de efluentes	3,2	Custos de reposição
Estoque de carbono	3,11	Valor de mercado de carbono
Proteção contra aumento do nível do mar	2,49	-
Abrigo de embarcações	-	Custos de reposição
Acesso ao mar	-	Custos de reposição
Satisfação pela conservação do ambiente	-	-
Fornecimento de matéria-prima	-	-

A seguir, são descritos os métodos selecionados para a obtenção do valor econômico dos serviços de fornecimento de alimento, abrigo de embarcações, acesso ao mar, depuração de efluentes, desenvolvimento de atividades científicas e educacionais e estoque de carbono. Para o cálculo econômico de todos os serviços, foi utilizado o ano base de 2014.

Fornecimento de alimento

Para a valoração do serviço de fornecimento de alimento foi possível realizar a observação direta dos preços de mercado, com base em O'Garra (2012) e Martín-López *et al.* (2014), uma vez que o alimento fornecido pela Baía do Araçá (pescado) é comercializado em mercados.

O valor do serviço foi estimado pela multiplicação da quantidade de pescado que foi capturada e descarregada na Baía do Araçá (kg) e o seu respectivo valor de primeira venda³ (R\$/kg). Os dados foram obtidos a partir dos estudos de dinâmica pesqueira realizados pelo Módulo 8 (Silva *et al.* 2015) e do Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira Marinha e Estuarina do Instituto de Pesca – PMAP (São Paulo 2015). O valor de primeira venda é referente ao ano de 2014. Entretanto, para algumas categorias só existiam valores de 2012 e 2013. Para estas, o valor foi atualizado para 2014 utilizando a correção do IGP-M – Índice Geral de Preços do Mercado.

Cabe ressaltar que o valor estimado para o serviço de fornecimento de alimento foi considerado um

3. Representa um valor de referência entre um valor máximo e mínimo do pescado vendido na região. Esse dado é coletado pelo Instituto de Pesca de diversas formas, como por meio de pesquisas em cooperativas de pesca e nos locais de descarga e proximidades. Sua frequência de coleta é mensal e a área de abrangência máxima é o próprio município (Comunicação pessoal feita em 01/12/2014 no Instituto de Pesca com o Prof. Dr. Antônio Olinto Ávila da Silva, coordenador do Módulo 8 do projeto *Biota-Araçá*).

valor mínimo por não terem sido considerados os valores de pesca amadora e a possível importância da Baía do Araçá para a pesca em outras regiões.

Desenvolvimento de atividades científicas e educacionais

Já para a valoração do serviço de desenvolvimento de atividades científicas e educacionais, foi feita uma estimativa de gastos com atividades de pesquisa e educação na Baía do Araçá, conforme Martín-Lopez *et al.* (2009), a partir de uma relação de estudos científicos publicados sobre a baía desde 1980, disponível em Amaral *et al.* (2010).

Para as teses e dissertações, foram levantados os valores das bolsas de iniciação científica (considerando um ano de bolsa), mestrado (dois anos), doutorado (quatro anos) e pós-doutorado (dois anos) para 2014 fornecidos pela FAPESP (FAPESP 2014a). Para a publicação de artigos e participação em congressos, consideramos o valor da reserva técnica da FAPESP (FAPESP 2014b). Para os livros e capítulos, foi utilizada como base uma estimativa dos custos necessários à publicação a partir da editora Annablume (informação pessoal⁴), que é voltada à publicação de produções acadêmicas e que tem recebido financiamento da FAPESP.

Foram utilizados valores atuais, considerando o ano base de 2014, como atualização dos valores gastos na época. Para a consideração de um valor anual, o valor acumulado foi dividido por trinta, que representa o número de anos entre 1980 e 2010.

Uma consideração importante para a valoração do serviço de desenvolvimento de atividades científicas e educacionais, é que este foi baseado em uma estimativa, uma vez que os custos reais despendidos nas atividades de pesquisa e educação desde 1980 podem ter variado muito, conforme recorte adotado. É importante ressaltar que não foram considerados os trabalhos iniciados na década de 1950.

Depuração de efluentes

Para a valoração do serviço de depuração de efluentes, também foi adotado o método de custos de reposição. Para fins de valoração, consideramos o tratamento terciário desempenhado por uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) como um substituto ao serviço ecossistêmico de depuração de efluentes. Esse tipo de tratamento remove nutrientes (Von Sperling 2005) e foi escolhido porque os resultados de análises da colunas d'água em 2012, 2013 e 2014 na Baía do Araçá indicam taxas muito baixas de concentração de nutrientes, incluindo nitratos, o que sugere elevadas taxas de consumo.

A estimativa do valor econômico foi realizada a partir dos custos de implantação, manutenção e operação de uma ETE. O método desenvolvido foi baseado em Lemos *et al.* (2011) e Studart (2013), que valoraram o mesmo serviço para suas áreas de estudo, considerando o valor de implantação de uma ETE. Porém, os autores não consideraram os custos de manutenção e operação.

Dados de vazão e de qualidade da água (especificamente, a Demanda Bioquímica por oxigênio – DBO) do Córrego Mãe Isabel, que despeja esgotos *in natura* na Baía do Araçá, foram utilizados para estimar a carga de entrada de esgoto. As análises da água foram realizadas por um laboratório contratado⁵. A vazão foi medida em campo, sendo resultado da multiplicação da largura média, profundidade média

4. Comunicação pessoal com o Prof. Dr. Pedro Jacobi, membro do conselho científico da editora, realizada em 29/01/2015 por correio eletrônico.

5. Os ensaios foram realizados na unidade da Bioagri Ambiental Ltda. – Matriz, situada na Rua Aljovil Martini, 177/201, Bairro Dois Córregos, Cep. 14420-833, Piracicaba/SP, registrada no CRQ 4ª Região sob nº 16082-F e responsabilidade técnica do profissional José Carlos Moretti, CRQ nº 04107238, 4ª Região. As análises foram realizadas conforme a última versão do Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater 22nd 2012 (SMWW), EPA e ABNT (quando aplicável). Detalhamento dos métodos por parâmetro:

e velocidade média da correnteza do córrego. A metodologia adotada foi baseada em Craig (1987) e já foi utilizada por Cichoski (2013).

O tipo de ETE considerado para a valoração foi o que utiliza a técnica de lodo ativado por batelada, por atingir uma boa remoção de nutrientes (Kamiyama 1989) e por ter sido utilizada em cidades costeiras, inclusive próximas de São Sebastião, como Caraguatatuba (Jordão & Pessôa 2005). Jordão & Pessôa (2005) levantaram os custos de implantação de diversas ETEs de lodo ativado por batelada e, a partir desses dados, criaram uma curva de custos de implantação com uma equação, na qual é possível, a partir dos dados de vazão, estimar o custo de uma ETE que utiliza essa tecnologia ($Y = 52.146,92X + 783.374,89$, em que X representa a vazão em L/s, e Y o resultado do custo em R\$) (Jordão & Pessôa 2005, p. 883).

Como os resultados de DBO das análises do córrego foram consideravelmente menores do que os valores típicos encontrados em esgotos (Tabela 15.2), foi necessário um ajuste nos dados de vazão. Para isso, foram utilizados os dados de DBO média encontrada nas análises (24,6 mg/L), de vazão média (156 L/s) e do valor típico de DBO encontrado em condições médias de esgoto (200 mg/L), conforme Jordão & Pessôa (1995). Considerando o valor típico de DBO de 200 mg/L, encontramos que a vazão do córrego seria de 19,2 L/s.

Tabela 15.2. Valores típicos de parâmetros encontrados no esgoto.

Valores Típicos de Parâmetros no Esgoto				
Parâmetros (mg/L)	Condições do Esgoto			Córrego Maria Isabel
	Forte	Médio	Fraco	Valores Médios
DBO5 (20°C)	300	200	100	24,56
Nitrogênio Total	150	75	30	14,07
Nitrato	0,40	0,30	0,10	<0,5
Nitrito	0,10	0,05	0	<0,1
Fósforo Total	20	10	5	1,56
Sólidos Totais	1.000	500	200	510

Fonte: Adaptado de Jordão & Pessôa (1995, p. 28 e 37)

A partir da equação da curva de custos de implantação de uma ETE de lodo ativado por batelada de Jordão & Pessôa (2005) encontramos o valor de implantação, que é o período utilizado para o cálculo da curva feito pelos autores. O valor foi atualizado para junho de 2014 por meio do INCC – Índice Nacional de Custo da Construção, indicado pelos autores para esse tipo de atualização.

Entretanto, Jordão & Pessôa (2005) não apresentam os custos de implantação e operação de nenhum tipo de estação. Por isso, foi necessário buscá-los em literatura adicional (Oliveira 2004). Não foi encontrado nenhum estudo que apresentasse os custos de operação e manutenção para estações que utilizas-

DBO: SMWW, 22ª Edição, 2012 – Método 5210 B.

DQO: SMWW, 22ª Edição, 2012 – Método 5220 D.

Fósforo Total: Determinação: SMWW, 22ª Edição, 2012 – Método 4500 P – C / Preparo: SMWW, 22ª Edição, 2012 – Método 4500 P – B.

Nitrogênio Total Kjeldahl: SMWW, 22ª Edição, 2012, Método 4500 Norg – C, NH3 E.

Nitrogênio Total: POP PA 005 – Rev. 05.

Ânions: EPA 300.0: 1993, 300.1: 1999.

Sólidos: SMWW, 22ª Edição, 2012 – Método 2540 A, B, C, D, E.

sem a tecnologia de lodo ativado por batelada. Por isso, foram utilizados os custos de operação e manutenção de sistemas que utilizam a tecnologia de lagoa anaeróbica e lodo ativado (convencional), que, embora sejam geralmente utilizados para tratamentos secundários, também podem atingir tratamentos terciários dependendo do tipo de operação.

Oliveira (2004) apresenta quatro casos para estimar os custos dos sistemas com diferentes populações e vazões. Foram considerados os custos de um ETE que utiliza a técnica de lodo ativado por batelada por atingir uma boa remoção de nutrientes (Kamiyama 1989) e por ter sido utilizada em cidades costeiras, inclusive próximas de São Sebastião, como Caraguatatuba (Jordão & Pessôa 2005). Este tipo de tratamento e seu custo representam estimativas de vazão de tratamento mais próxima da encontrada no Córrego Mãe Isabel. Os custos foram atualizados de 2004 para 2014 utilizando o IGP-M – Índice Geral de Preços do Mercado. A autora apresentou os custos acumulados para um período de vinte anos, adotado por ela, e também por este estudo como o período de vida útil do sistema de tratamento. Para se considerar um valor anual, foram somados os custos de implantação e operação e manutenção, que foram divididos por vinte. Isto significou assumir que o custo de implantação está diluído no tempo de vida útil da estação.

Neste caso, cabe ressaltar que o serviço substituto das estações de tratamento de esgoto possui processos que, obviamente, não são os mesmos executados pelos serviços dos ecossistemas.

Estoque de carbono

A valoração do serviço de estoque de carbono foi feita por Gutierrez (2014), também por observação direta dos preços de mercado, nesse caso, do preço do carbono no mercado internacional. Para isso, foi realizada a quantificação do carbono presente na Baía do Araçá em organismos fitoplanctônicos, bentônicos e do sistema manguezal, a partir de dados fornecidos pelos Módulos 1 (Sistema Planctônico), 3 (Sistema Bentônico), 4 (Sistema Manguezal) e 7 (Interações Tróficas) e coletados entre 2011 e 2013. Para estimar a valoração, utilizou-se a cotação da Bolsa de Valores de Londres, que foi convertida em reais pelo site do Banco Central do Brasil.

É importante ressaltar que nesse cálculo considerou-se apenas o estoque e não o fluxo de carbono. De maneira similar ao serviço anterior, o valor para o serviço de estoque de carbono utilizado também foi considerado mínimo por não terem sido considerados os fluxos de carbono.

Abrigo de embarcações e acesso ao mar

Não foram encontrados estudos de caso que fizeram a identificação e valoração do serviço de abrigo de embarcações. Quanto ao serviço de acesso ao mar, foi encontrado um estudo que identifica um serviço com sentido similar (Jericó-Daminello 2014), mas que não foi valorado economicamente. Dessa forma, uma nova abordagem não identificada na literatura científica foi desenvolvida, com base no método de custos de reposição, para a valoração desses serviços, que também pode servir de base para a realização de estudos de valoração em outras localidades.

O serviço de abrigo de embarcações foi valorado conjuntamente com o serviço de acesso ao mar, uma vez que colocar e retirar a embarcação da água faz parte do pacote do serviço prestado pelas marinas.

Para estimar o valor dos serviços de abrigo de embarcações e acesso ao mar, foram considerados os custos de serviços substitutos oferecidos no mercado. Entretanto, esses substitutos não são perfeitos, o que é comum de ocorrer em estudos de valoração (Maia 2002). Cabe lembrar, que os serviços de abrigo de embarcações e acesso ao mar, fornecido naturalmente pela Baía do Araçá, não são transacionados em mercados.

Por isso, buscou-se observar os preços de mercado de um serviço substituto (no caso, o prestado por marinas), conforme o método de custos de reposição (Motta 1997). Para a valoração, foi estimado o cus-

to de manter as embarcações que permanecem abrigadas na Baía do Araçá nas marinas da região. Para isso, foi levantado o número e o tamanho das embarcações por observações de campo, dado que foi utilizado para solicitação de orçamentos de três marinas.

O serviço substituto prestado pelas marinas inclui itens adicionais, não presentes nos serviços ecossistêmicos, tais como limpeza da embarcação, abrigo em local coberto, manutenção preventiva do motor e instalações de segurança. Além disso, apenas uma marina é localizada próxima à Baía do Araçá, o que poderia incorrer na necessidade de transporte pelos proprietários. Outra ressalva é feita para a possibilidade de existirem embarcações que usam a baía como acesso ao mar, mas que não permanecem apoitadas nela, não tendo sido, portanto, contabilizadas para o cálculo da valoração. Porém, não existe um serviço no mercado de, apenas, acessar as águas do mar. Considerar esse excedente para o cálculo do serviço cobrado pelas marinas não seria adequado, uma vez que o serviço principal prestado por elas é o de guarda de embarcações e não o de acesso ao mar.

15.1.3 Valoração sociocultural

Diferente da valoração econômica, a valoração sociocultural não parte da observação das preferências individuais por meio da observação direta ou indireta dos mercados. Trata-se de uma outra forma de estimar valor dos serviços ecossistêmicos para os seres humanos, muitas vezes a partir de um ordenamento dos serviços, com base na preferência de um grupo consultado. Para a valoração sociocultural dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá, tal ordenamento foi feito com base na importância atribuída pelos moradores do Varadouro, considerando todos os serviços reconhecidos pelo grupo consultado por meio de entrevistas semiestruturadas.

Essas entrevistas foram feitas com 68 moradores do bairro do Varadouro, sendo 33 homens e 35 mulheres. A amostragem realizada para o bairro foi estratificada, o que consiste em dividir a população em subgrupos homogêneos e selecionar uma amostra em cada um deles (Szwarcwald & Damacena 2008). Para calcular a amostra, foi realizada uma estimativa do número total de residentes do Varadouro. Para isso, multiplicou-se o número de lotes construídos no Varadouro (isto é, 323), que foi fornecido pela Prefeitura de São Sebastião, pela média de moradores por domicílio do município apresentada pela Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios do IBGE em 2009 (isto é, 3,1) (IBGE 2014a), resultando em um número estimado de 1.001 moradores. Com um valor de 10% de margem de erro e 90% de confiança, calculou-se uma amostra de 64 pessoas pelo Raosoft (<http://www.raosoft.com/samplesize.html>). Esse valor foi distribuído pela proporção de sexo e idade apresentada pelo censo de 2010 do IBGE para o município de São Sebastião (população urbana) (IBGE 2014b). Foram consideradas as faixas etárias a partir de quinze anos, de modo que fossem entrevistados adolescentes e adultos.

A técnica da amostragem estratificada foi escolhida para diminuir o risco de se realizar uma amostra viciada. Caso tivesse sempre sido entrevistada a primeira pessoa que atendesse o pesquisador na casa sorteada, poderíamos entrevistar mais um determinado perfil de pessoas do que outro. Por exemplo, considerou-se que donas de casa e aposentados poderiam representar um grupo que passa mais tempo na residência do que mulheres e homens que trabalham fora. Assim, possivelmente, esse grupo estaria mais presente na amostra, o que poderia não ser condizente com o perfil da população do bairro.

Para a seleção dos entrevistados foi utilizada uma amostragem sistemática no sorteio das casas. A abordagem foi feita de porta em porta por meio de uma amostragem sistemática (Lefèvre *et al.* 2007), na qual se escolhia a primeira casa da rua, a começar pelo lado de menor número. Depois contava-se três casas para a escolha da próxima. Na casa sorteada, inicialmente, era entrevistado qualquer morador disposto a participar. Conforme as proporções de sexo e faixas etárias foram sendo preenchidas, eram buscados moradores que estavam dentro das faixas restantes nas casas sorteadas. Todas as ruas do bairro foram percorridas.

As entrevistas adotaram a técnica *free-listing*, que identifica itens em um domínio cultural, buscando listá-los na ordem em que vêm à mente do entrevistado (Quinlan 2005). O método apresenta dois pressupostos importantes para a análise das entrevistas. O primeiro indica que quanto mais importante ou mais familiar um item é para o entrevistado, mais prontamente esse item será mencionado. Assim, os itens que aparecem nas primeiras posições da entrevista apresentam uma relevância maior para aquele entrevistado. O segundo sugere que os itens mais importantes para o grupo de entrevistados serão citados mais vezes, aparecendo com mais frequência durante as entrevistas (Brewer *et al.* 2002, Borgatti 1996, Bousfield & Barclay 1950, Romney & D'andrade 1964, Smith 1993, Weller & Romney 1988 apud Jericó-Daminello 2014).

Durante as entrevistas foram feitas três perguntas abertas: 1. “A Baía do Araçá possui alguma importância para a comunidade do entorno ou para as pessoas de forma geral?”; 2. “A Baía do Araçá possui alguma importância pessoal para você?” e, 3. “Você usa a Baía do Araçá de alguma forma?”. Esperava-se que os entrevistados listassem motivos que justificassem suas respostas. Caso o entrevistado respondesse apenas “sim” ou “não”, outras perguntas eram feitas, como “Por quê?” e “Para que?”, a fim de se obter as justificativas das respostas e a listagem esperada. A análise das respostas buscou a sua categorização nos serviços ecossistêmicos, a partir da listagem definida anteriormente, mas não ficou restrita a ela, uma vez que houve a inclusão de dois novos serviços a partir dessas entrevistas.

Para a valoração, foi realizado um ordenamento de todos os serviços ecossistêmicos, com base no Índice de Saliência de Smith de cada serviço. O índice leva em conta as respostas de todos os entrevistados e é calculado pela frequência relativa ao item (nesse caso, cada serviço ecossistêmico citado), que representa quantas vezes o item é mencionado entre todos os entrevistados, com a ponderação do ranking desse mesmo item, que é seu ranking médio considerando as respostas de todos os entrevistados (Jericó-Daminello 2014).

O índice é então calculado em duas etapas. A primeira etapa consiste no cálculo de saliência de cada item citado para cada entrevistado. Para isso, é calculado o *rank* do item, que é dividido pelo número total de itens mencionados pelo entrevistado. A segunda etapa consiste em somar o resultado da primeira etapa para cada entrevistado e dividir pelo número total de entrevistados. Seu resultado varia entre 0.0 e 1.0, sendo que, quanto mais próximo do valor 1.0, mais saliente é considerado o item analisado (Jericó-Daminello 2014, Quinlan 2005). Este cálculo utiliza o programa *Anthropac*.

O índice foi calculado para cada serviço separadamente por pergunta realizada durante as entrevistas (três ao total). Dessa forma, para cada pergunta, foram apresentados os resultados do índice de cada serviço, juntamente com um ordenamento decrescente dos serviços com base em sua saliência.

Além disso, foi calculada uma saliência composta para cada serviço a partir da somatória dos valores dos índices de cada pergunta e de sua divisão por três. A saliência composta foi utilizada para a realização de um ordenamento geral dos serviços, considerando as três perguntas de forma conjunta, que pode ser entendido como um ordenamento dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá, a partir da importância atribuída aos serviços pelo grupo consultado. Ou seja, o resultado indica claramente qual é o Índice de Saliência de cada serviço, representando a sua valoração sociocultural.

Sobre a valoração sociocultural especificamente, conforme já mencionado, a utilização do *free-listing* e do Índice de Saliência de Smith como método de valoração é uma abordagem nova, desenvolvida por Jericó-Daminello (2014), que foi adaptada para o caso da Baía do Araçá. Destaca-se o fato de a autora ter identificado e valorado os serviços de forma conjunta, enquanto, aqui, foi considerado mais pertinente realizar a identificação dos serviços em uma etapa anterior, fazendo uso da revisão bibliográfica e da consulta com especialistas.

Além disso, para o caso da Baía do Araçá, foi calculada uma saliência composta de todos os serviços a partir dos resultados das três perguntas, o que foi considerado importante por trazer uma relação única que serve para ordenar os serviços a partir de sua importância para o grupo consultado, como também já mencionado. Porém, Jericó-Daminello (2014) não apresentou uma saliência composta, apenas os ordena-

mentos das perguntas de forma separada. A utilização de uma nova abordagem, inclusive com as modificações consideradas necessárias, é um ponto a ser ressaltado como de contribuição metodológica para a área de valoração sociocultural de serviços ecossistêmicos, ainda mais considerando que essa dimensão de valor é a menos abordada em estudos de valoração.

Como limitação à valoração sociocultural, é importante lembrar que somente foram considerados residentes do bairro Varadouro, apesar de ser conhecido que a Baía do Araçá é utilizada por pessoas de outros bairros de São Sebastião e até por pessoas de outros municípios. Por outro lado, o recorte populacional foi considerado importante para que se calculasse uma amostra estatisticamente adequada.

15.1.4 Discussão, aprendizagem e críticas

A identificação dos serviços ecossistêmicos foi feita por meio de um método formalmente apresentado com critérios definidos, o que foi considerado positivo, uma vez que é comum encontrar na literatura estudos de valoração que não apresentam os métodos de identificação dos serviços ecossistêmicos valorados (por exemplo, Lange & Jiddawi 2009, Uddin *et al.* 2013). Além disso, dos estudos que apresentam o método, existem procedimentos diversos relatados. Os estudos que se utilizaram de mais recursos para fazer a identificação dos serviços fizeram uso revisão de bibliográfica e de consulta com especialistas e comunidade local (por exemplo, Ko 2007, Martín-López *et al.* 2014, Samonte-Tan *et al.* 2007).

Os métodos de identificação e de seleção dos serviços mais significativos para a valoração econômica podem ser utilizados em outros estudos, o que é uma contribuição a ser ressaltada. Entretanto, para isso, são necessárias algumas considerações. O método utilizado na identificação apresentou limitações, uma vez que foram identificados serviços ecossistêmicos durante as entrevistas de valoração sociocultural que não haviam sido identificados durante a etapa de identificação dos serviços, conforme já destacado.

Neste sentido, algumas possibilidades de adaptação podem ser pensadas para superar esta limitação: 1. realizar a consulta com os especialistas por meio de entrevistas e não por meio de questionário, o que pode ampliar a discussão a respeito dos serviços, aumentando a chance de serem identificados mais serviços; 2. aumentar a quantidade dos membros da comunidade local a serem entrevistados e, 3. reavaliar as perguntas utilizadas na consulta com a comunidade local.

A respeito do terceiro ponto, é importante lembrar que foram feitas perguntas direcionadas a cada serviço previamente identificado na revisão bibliográfica, como forma de confirmar sua existência. Isso ocorreu, de formas diferentes, na consulta com a comunidade local e na consulta com os especialistas. Em ambas as consultas existia uma pergunta final aberta para que o consultado listasse ou descrevesse serviços ou benefícios promovidos pela Baía do Araçá que não tinham sido citados antes. Uma possibilidade a ser testada seria a de utilizar, nesse momento, as perguntas feitas nas entrevistas de valoração sociocultural, uma vez que se mostrou possível identificar serviços ecossistêmicos por meio delas.

Como tiveram serviços que foram identificados a partir das consultas com os especialistas e com a comunidade local e também pelas entrevistas de valoração sociocultural, o critério estabelecido para seleção dos serviços para a valoração econômica não pôde ser utilizado para esses novos serviços, o que trouxe a necessidade de serem estabelecidos novos critérios. Apesar disso, esse critério mostrou-se importante, afinal, o serviço de fornecimento de matéria-prima não foi considerado importante nessa avaliação, o que mostrou-se fazer sentido em campo. Isso porque, nas entrevistas de valoração sociocultural, apenas uma entrevistada declarou ter utilizado a Baía do Araçá para coleta de matéria-prima, o que nem se mostrou como um uso presente. Além disso, foi identificado por pesquisadores do Módulo 10 que existem pessoas que utilizam as conchas para decorar suas residências, e foi identificado também um pescador que, eventualmente, comercializa as conchas do berbigão para pessoas que as utilizam para artesanato, o que também não deve possuir valor econômico significativo associado.

A respeito da valoração econômica, é importante lembrar que os métodos de valoração econômica, de forma geral, possuem limitações e, por isso, sua aplicação, dificilmente trará um valor econômico em definitivo associado ao serviço ecossistêmico (Andrade & Romeiro 2009, Alier 2007).

Como existem diferentes abordagens de valoração, cada uma com suas limitações, considera-se que a escolha do método de valoração econômica deve, dentre outras questões, basear-se em uma prévia avaliação a respeito de qual método é mais apropriado para o contexto em questão. Nesse estudo, foi definida a não utilização do método de valoração contingente para alguns serviços. Além de possuir limitações inerentes ao próprio método, foi considerada uma limitação adicional mais específica para o ambiente de estudo. Isso porque a população moradora do entorno da Baía do Araçá possui livre acesso aos seus serviços ecossistêmicos e, como o método impõe avaliar a disposição a pagar por serviços que não existem no mercado, sua utilização criaria uma suposição bastante fictícia, que poderia trazer respostas enviesadas.

A partir dessas avaliações, argumenta-se que se deve verificar se o método trará resultados confiáveis ou se seu uso não é indicado para aquele contexto. Com base nisso, defende-se que nem todos os serviços ecossistêmicos são possíveis de serem valorados economicamente, não trazendo resultados consistentes em todos os contextos de aplicação.

Cabe um destaque adicional para o método utilizado na valoração do serviço de desenvolvimento de atividades científicas e educacionais, pois se trata de uma abordagem nova, e que o serviço não é comumente valorado em estudos de valoração.

A valoração econômica torna-se mais incerta para serviços culturais, como patrimônio e identidade cultural, sentido de lugar e satisfação pela conservação do ambiente. Esses serviços possuem características que os diferenciam dos demais, como propriedades da intangibilidade e incomensurabilidade. Por conta disso, nem todas as importâncias socioculturais podem ser representadas em termos econômicos. Assim, especialmente para os serviços culturais, as técnicas de valoração econômica falham em trazer uma completa avaliação de sua importância e contribuição ao bem-estar humano (Andrade & Romeiro 2009, Chan *et al.* 2012).

É importante considerar que o método de valoração contingente, apesar de ser o que mais apresenta vieses em sua aplicação, paradoxalmente, é também o mais amplamente utilizado (Andrade & Romeiro 2009). Além disso, aponta-se que, na revisão de literatura científica de estudos de caso de valoração, não foram encontrados estudos que optaram, por conta das limitações dos métodos, por não realizar a valoração econômica de determinados serviços. Dessa forma, essa prévia avaliação dos métodos que levou, inclusive, à opção de não valorar economicamente determinados serviços, é um ponto a ser destacado neste estudo de caso.

Entretanto, ao não realizar a valoração econômica de todos os serviços, temos uma diminuição do valor econômico total dos serviços ecossistêmicos associados ao ambiente de estudo, quando comparado com um cenário em que todos os serviços fossem valorados economicamente. Assim, se a valoração contingente tivesse sido aplicada para a valoração dos serviços ecossistêmicos que não foram valorados economicamente, o valor da somatória dos valores econômicos estimados para os serviços da Baía do Araçá teria sido superior. Porém, provavelmente, teríamos resultados mais enviesados.

Entretanto, cabe destacar se a identificação e valoração econômica e sociocultural dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá não fosse realizada, a maioria dos serviços elencados, à exceção da pesca, não teriam saído da sua invisibilidade, induzindo a uma avaliação equivocada do papel da baía no contexto local e regional.

15.2 ANÁLISE EMERGÉTICA

A análise emergética é um ramo da ciência com conceituação hermética e geralmente pouco conhecida. O texto a seguir busca explicar os seus princípios e como realizar sua análise. Esta abordagem procura avaliar e valorar o ecossistema, com base em seus fluxos de matéria e energia e como este contribui para a economia, sendo portanto, complementar à valoração econômica e sociocultural.

A análise emergética aplicada à Baía do Araçá contou com dados obtidos pelos outros módulos do projeto *Biota-Araçá*, que dedicaram grande esforço a esse trabalho de coleta. Foram realizadas viagens para conhecer o sistema que seria modelado e foram realizadas conversas com especialistas de outros módulos, alunos e pesquisadores para entender, inicialmente, as dinâmicas do local.

Os dados utilizados foram obtidos, principalmente, nos relatórios publicados pelos diversos módulos do projeto (Módulos 1 – Fitoplâncton, Módulo 2 – Ecossistema Nectônico, Módulo 3 – Sistema bentônico, Módulo 7 – Interações tróficas, Módulo 8 – Inventário pesqueiro e Módulo 11 – Modelagem ecológica).

15.2.1 Energia e a verdadeira riqueza

Uma das propostas mais interessantes em todo corpo teórico desenvolvido por H.T. Odum sobre ecologia de sistemas é a teoria do valor, ou *real wealth*. Para o autor (Odum 1971, 1988, 1995, 1996, 2007, Odum & Odum 2001), a verdadeira riqueza não está no dinheiro. O dinheiro e os mercados são apenas medidas de quanto as pessoas estão dispostas a pagar por um produto ou serviço, mas não mede adequadamente o valor desse produto ou serviço. Apesar de ser bastante útil na escala de espaço e tempo das sociedades humanas, o dinheiro não consegue representar as quantidades de trabalho realizadas em outras escalas (ambiental ou geológica) apropriadamente.

Se a verdadeira riqueza (*real wealth*) então foi produzida e mantida pelo trabalho da natureza, às vezes contando com alguma colaboração humana (Odum 1996, 2007), o dinheiro não pode medir seu valor, conhecidas as dificuldades do dinheiro em medir contribuições da natureza (operações que não são transacionadas via mercados). Assim, segundo o autor (*op. cit.*) a melhor forma de se medir o valor de algum produto ou serviço é medir a contribuição da natureza, e eventualmente da sociedade, que estão incorporadas na sua criação. Dessa forma, o autor propõe que o verdadeiro valor de um produto ou serviço seja medido pela quantidade de energia que o universo (e eventualmente a sociedade) investiu na sua formação, ou seja, a eMergia.

Assim, energia representa a quantidade de energia disponível de um tipo que foi previamente utilizada, direta ou indiretamente, para a criação de um produto ou serviço (Odum 1995, 1996, Le Corre & Truffet 2012, Odum & Odum 2001). Ou seja, nas palavras de Brown & Ulgiati (2004): “Energia é a disponibilidade de uma energia (ou exergia) de um tipo que é utilizado para a transformação direta ou indireta no processo de elaboração de um produto ou serviço”.

Considerando que a energia do sol, dos combustíveis fósseis, do trabalho humano, da oxidação de compostos orgânicos etc., possuem diferentes qualidades e, portanto, diferentes capacidades de realizar trabalho, surge um problema de padronização das unidades de medida que incorpore essas diferentes características. Energia, portanto, não pode ser medida em calorias, joules ou outras unidades comuns à energia. H.T. Odum (1996) então propõe que toda energia seja medida em unidades de energia solar equivalente, necessárias para gerar aquele produto ou serviço. Assim, toda a riqueza deve ser medida em energia solar (solar em joule – abreviado sej).

A quantidade de energia necessária para criar um produto é, portanto, sua energia. Cada produto ou serviço então, precisou de certa quantidade de energia solar, transformada ao longo das cadeias alimentares, forças geológicas ou quaisquer outras estruturas ou mecanismos naturais ou construídos pelo homem, para existir. Para facilitar o cálculo dessa relação entre a energia dispendida pela natureza e da energia contida no produto, H.T. Odum criou o conceito de Transformidade.

Transformidade é a quantidade de energia (medidas em sej) necessária para formar um joule de um produto ou serviço. Ou seja, segundo Odum (1996), é a energia solar requerida para fazer um joule de produto ou serviço. Neste sentido, Brown and Ulgiati (2004) descrevem a transformidade como a quantidade de energia que entra por unidade de energia disponível de saída.

Quanto mais transformações energéticas (trabalho) forem necessárias para criar um produto ou serviço, maior será sua transformidade. Isso acontece porque, em cada transformação, certa quantidade de energia é perdida, para formar um produto com maior conteúdo emergético (e menor conteúdo energético). Se observarmos então uma cadeia de transformações, a energia sempre cresce, enquanto a energia sempre diminui. Portanto, a relação energia/energia cresce abruptamente (Odum 1996).

Energia também pode ser relacionada a valores monetários. Apesar dessa não ser a ideia principal do uso da análise emergética, essa relação pode ser estabelecida e por vezes é bastante útil no desenvolvimento da análise, como veremos adiante. A forma de relacionar dinheiro e energia é calcular o Produto Interno Bruto de um país, calcular o uso total de recursos desse país (em termos emergéticos) que foram utilizados para produzir a riqueza representada pelo PIB, e dividir um pelo outro. Obtem-se assim um número que informa quanto de energia foi consumido ou exportado pelo país, em relação ao número de dólares que foram criados por esse consumo ou exportação (medidos em sej/\$).

Ocorre que o fluxo dessas duas grandezas ocorre em sentido inverso, ou seja, quando o dinheiro entra no sistema, as verdadeiras riquezas (recursos, produtos ou serviços) saem (Odum 1996). Considera-se que essa relação entre dinheiro e energia é controversa. Isso se deve ao fato de o valor do PIB de um país não representar todas as formas de riqueza e não dimensionar todas as contribuições de sua base de recursos naturais, e, portanto seu significado não possui consistência.

Apesar de controversa, a relação energia/dólar pode ser muito útil, pois em uma transação, ela relaciona o valor percebido (dinheiro) com a contribuição real daquele recurso para a economia (Odum 1996). Como o valor em dinheiro de determinado recurso geralmente depende de outros fatores, não só do recurso (oferta e procura), é difícil saber se em uma transação o agente econômico está realmente ganhando ou perdendo. Quando se transforma a medida dessa relação econômica em medida emergética, pode-se ter outras formas de perceber as transações.

Em diversos estudos, realizados usando a energia como métrica para comércio internacional, fica evidente que o país que exporta commodities, invariavelmente perde energia. Ou seja, o dinheiro que entra em troca do produto carrega valor inferior ao produto que foi exportado. Segundo H.T. Odum (1994, 1996, Odum & Odum 2001), isso ocorre porque o trabalho humano tem maior transformidade que os recursos naturais. Sendo assim, um país mais urbanizado, com PIB decorrente de produtos e serviços beneficiados e acabados (de tecnologia, por exemplo) sempre leva vantagem em transações econômicas quando compra produtos brutos ou recursos naturais diretos (como metais, petróleo e derivados, alimentos etc.). Conforme H.T. Odum (1994), os preços definidos pelos mercados representam uma inversão de valores da riqueza real do ambiente e não podem ser utilizados para a avaliação ou impacto ambiental.

Encerrado o embate sobre dólar e energia, vale dizer que a análise emergética vai além de apresentar a energia como unidade de medida. Como resultados das análises, há um conjunto de indicadores emergéticos, como eficiência emergética, taxa de investimento de energia, renovabilidade, carga ambiental e sustentabilidade. Esses indicadores representam os conceitos da ecologia de sistemas e podem funcionar como ferramentas para a gestão dos sistemas em análise.

Podemos concluir que esse conjunto teórico-metodológico proposto por H.T. Odum pode colaborar com os estudos de ecologia, economia e conservação (Brown & Ulgiati 2004), pois:

– Investiga sistemas que estão fora das atividades humanas (e.g. ecossistemas e processos globais da biosfera);

– É focado no papel do ecossistema em dar suporte à atividade humana em ambos os lados (como fonte de recurso e absorção de rejeitos);

– Realiza uma avaliação do ponto de vista da oferta de recursos (energia), como um complemento à frequente avaliação do lado do usuário (dinheiro), e isso proporciona uma medida de quanto o sistema depende do suporte da natureza.

Essa abordagem foi aplicada à Baía do Araçá, considerando adaptações associadas às informações necessárias do aporte de recursos da economia para o seu funcionamento, como apresentado a seguir.

15.2.2 Protocolo de avaliação emergética

Esse tópico ilustrará o protocolo para a análise emergética para a valoração da Baía do Araçá, considerando uma compilação das diversas técnicas feitas por H.T. Odum ao longo de sua carreira, mas especificamente orientada pela *Emergy Accounting* (Odum 1996). Em linhas gerais, a análise emergética considera as fontes de energia externas ao sistema estudado (renováveis e não renováveis), que interagem no sistema em seus processos internos. Ao mesmo tempo, são incorporadas grandezas do sistema econômico, como a energia dos materiais e serviços, resultando no balanço final de energia do sistema. Para tanto, uma série de passos lógicos e incrementais deve ser seguida (Figura 15.1).

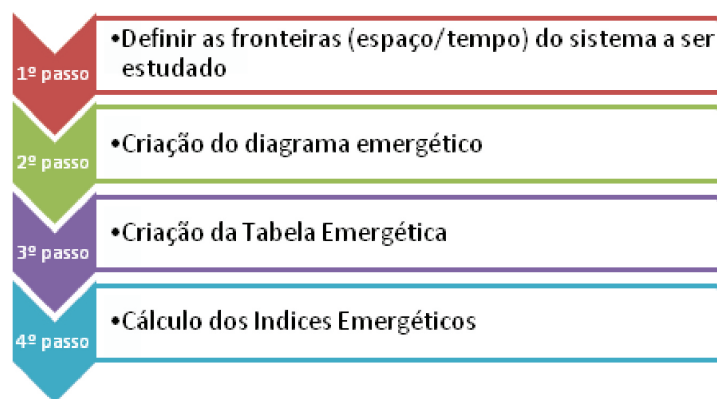


Figura 15.1. Resumo dos passos metodológicos para a análise emergética

Após a definição das janelas de tempo e do local do estudo, o procedimento se depara com a criação do diagrama emergético. No caso da Baía do Araçá, procurou-se integrar as informações disponíveis para o mesmo ano, tomando como referência a pesquisa e o resultado do projeto *Biota-Araçá*. Esse primeiro diagrama procura inventariar todos os fatores que podem influir sobre o problema que será estudado mais adiante. Essa parte pode ser feita de maneira colaborativa, se for do interesse do trabalho.

Para criação do diagrama, os seguintes passos devem ser seguidos:

1 – A definição de fronteiras para a “janela de atenção” que se pretende estudar. Como janela de atenção entende-se o problema ou situação que o pesquisador pensa ser relevante para debruçar sua atenção e realizar seu estudo. O primeiro recorte é sempre espacial, ou seja, qual a região que se pretende trabalhar. Esse recorte irá separar os componentes e processos internos ao sistema, daquelas influências externas ao sistema. O segundo recorte é temporal e irá definir qual escala de tempo se julga oportuna para compreender os processos que ocorrem dentro da área de estudo. Trabalhos de análise emergética geralmente usam o recorte de um ano. Os resultados da análise, portanto, fornecem um diagnóstico anual para a área de estudo.

Isso não significa necessariamente que o pesquisador irá usar somente dados daquele ano particular que escolheu em seu recorte. Algumas fontes de energia, apesar de apresentarem variações de um ano pra outro (atividades portuárias) ou até em menor escala temporal (produtividade primária), quando consideradas sem grande precisão em suas unidades, essas pequenas variações desaparecem, e considera-se, portanto, a escala de valores que representa a atividade.

2 – Fazer uma listagem das fontes emergéticas (causas externas, fatores externos e forçantes) que podem ter influência no comportamento do sistema;

3 – Fazer uma listagem dos principais componentes internos ao sistema e unidades que são consideradas importantes, considerando a escala definida para o sistema;

4 – Listar os processos (fluxos, relações, interações, produção e consumo). Nesse item devem ser incluídos também os fluxos financeiros;

5 – Desenhar o diagrama do sistema, começando pelas fontes externas em ordem decrescente de Transformidade.

Simplificando o diagrama

O primeiro diagrama geralmente possui diversas interações e muitas fontes, o que dificulta a análise e comparação com outros trabalhos e cenários. Dessa forma, se o recorte espacial que está sendo modelado é de uma região, organismos microscópicos ou reações químicas podem facilmente ser agregados sem descaracterizar o estudo.

O mesmo ocorre temporalmente. Geralmente, utiliza-se um ano específico para o diagrama emergético, como uma fotografia do sistema para aquele ano. Assim, componentes de duração muito inferior a esta escala de tempo (evento de algumas horas, por exemplo), podem ser suprimidos da análise.

A agregação deve ser feita de modo a reduzir as interações do sistema, permitindo a construção de uma tabela emergética concisa. H.T. Odum (1996) recomenda que os seguintes fluxos sejam mantidos:

Fluxos que mostrem contribuições externas significantes ao sistema (entradas do meio ambiente, combustíveis, minerais, dinheiro, produtos e serviços);

Armazenamentos (*storages*) que são grandes o suficiente para funcionar como recursos não renováveis no período que o modelo está sendo construído (1 ano);


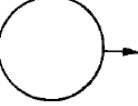

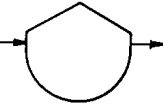
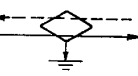
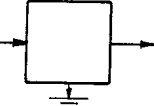
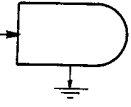
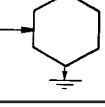
Fluxos que possam ser alterados em função do problema que está sendo considerado;

Fluxos de especial interesse em função do problema que está sendo considerado.

Diagrama emergético

Geralmente, as informações em uma análise emergética vêm acompanhadas de um diagrama emergético. Esses diagramas são representações do sistema estudado e utilizam uma série de símbolos para descrever as relações que pretendem mostrar. Esses símbolos estão descritos na Tabela 15.3 e serão úteis para compreensão da Figura 15.1, que por sua vez, descreve os índices emergéticos utilizados nesse trabalho:

Tabela 15.3. Simbologia para criação dos diagramas emergéticos.

	FLUXO: Mostra um caminho ou fluxo de energia no sistema. Se for pontilhado e ligado ao dreno de entropia, mostra o fluxo de energia indisponível ao sistema.
	FONTE EXTERNA DE ENERGIA: Entrega um fluxo de energia com origem externa ao sistema
	DRENO DE ENTROPIA: mostra a saída de energia indisponível do sistema, após realizar trabalho.
	TANQUE OU ARMAZENAMENTO DE ENERGIA: guarda e entrega fluxos emergéticos.
	TRANSAÇÃO ENERGIA-DINHEIRO: mostra fluxo de energia sendo trocado por um fluxo de dinheiro
	CAIXA DE USO GERAL: Serve para delimitar seu sistema ou algum subsistema de interesse.
	UNIDADE PRODUTORA: Mostra um organismo ou conjunto de organismos que transformam energia solar em energia química.
	UNIDADE CONSUMIDORA: Mostra um organismo ou conjunto de organismos que consomem energia.

A Figura 15.2 demonstra quais são os estoques e as entradas utilizadas no cálculo dos índices emergéticos. As entradas de fontes renováveis (R) e não renováveis (N) são incorporadas pelo sistema estudado na manutenção das funções e produção de serviços ecossistêmicos (I). Parte desses serviços possui uso econômico, ao qual ainda serão incorporados outros tipos de capitais originados da própria economia (*feedback* da economia – F). A somatória dos recursos da economia (F) com os recursos originados na natureza (I) fornece o retorno do sistema (Yield – Y).

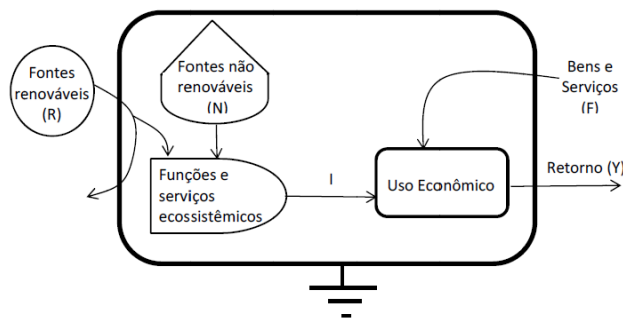


Figura 15.2. Diagrama mostrando as entradas para cálculo dos índices emergéticos. Modificado de Odum & Arding (1991)

Os fatores renováveis (R) são entendidos como fontes de matéria e energia que possuem natureza renovável e que são inseridos no sistema, interagindo com outros fatores (renováveis, R, ou não, N), por meio das funções e serviços ecossistêmicos. Essas funções podem ter uso econômico, e nesse caso, bens e Serviços da Economia (F) são incorporados a esses serviços e fornecem um Retorno (Y) para a economia do país, originados na área de estudo.

Eficiência Emergética (EYR): medida da contribuição emergética total do sistema frente aos recursos provenientes da economia. Portanto, indica o grau de eficiência e da regeneração natural do processo analisado. É adimensional e medida pela fórmula: $EYR = Y/F$, em que F representa os recursos emergéticos da economia.

Taxa de Investimento de Emergia (EIR): é a razão entre a contribuição da economia ou Emergia total dos recursos econômicos, que requerem dinheiro para sua aquisição, e a contribuição dos recursos naturais, quase sempre gratuitos. Este índice representa o investimento de materiais e de serviços da sociedade para produzir um bem, em relação à contribuição da natureza para essa produção. Pode ser visto, também, como o grau de dependência do sistema em relação aos recursos econômicos utilizados *versus* os naturais. É adimensional e é calculado pela fórmula: $EIR = F/I$, em que F representa a emergia do sistema econômico e I representa os *inputs* de emergia do sistema natural. I ainda pode ser dividido em emergia dos recursos renováveis (R) e emergia dos recursos não renováveis (N).

Carga Ambiental (ELR): é a proporção da Emergia dos recursos não renováveis e os da Economia em relação à emergia dos renováveis. É calculada pela divisão do somatório da emergia dos recursos não renováveis e dos obtidos da economia pela Emergia dos recursos renováveis. É adimensional e calculada pela fórmula: $ELR = (N+F) / R$

Renovabilidade (%R): indica a porcentagem de Emergia utilizada no sistema que advém de recursos renováveis. Os sistemas com alto valor percentual de Renovabilidade são menos dependentes da economia e de recursos não renováveis. Portanto, esse índice expressa a razão de emergia renovável usada em relação à emergia total consumida do sistema. É adimensional e calculada pela fórmula: $\%R = R/Y \cdot 100\%$.

Sustentabilidade (S): expressa a eficiência emergética do processo analisado em relação à sua carga ambiental. A sustentabilidade do sistema é diretamente proporcional à eficiência emergética e indiretamente proporcional à carga ambiental. É adimensional, e calculada com a fórmula: $S = EYR/ELR$.

Tabela de avaliação emergética

A tabela de avaliação emergética serve para avaliar cada fluxo que está representado no diagrama emergético, em termos de sua contribuição ao sistema estudado. O padrão dessa tabela é que tenha seis colunas, conforme cabeçalho da Tabela 15.4:

Tabela 15.4. Demonstrativo das colunas em uma tabela emergética.

Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4	Coluna 5	Coluna 6
Nota	Item	Dados (J, g, \$)	Transformidade (sej/unidade)	Emergia (sej/ano)	Emdolar (\$/ano)

Coluna 1: representa o número da linha. Toda tabela emergética deve vir com rodapé demonstrando os cálculos realizados. Esse número da linha então serve de guia para localizar o leitor.

Coluna 2: é a descrição do componente que está sendo avaliado (por exemplo: luz do sol, berbigão, transporte de produtos etc.).

Coluna 3: Dados. Essa coluna deve conter o valor dos dados no sistema que está sendo modelado, seguido de sua unidade. Aqui estará representada a quantidade de trabalho realizado por determinado grupo do sistema, quantidade de energia solar, quantidade de berbigão, de pescado, de transporte de produtos, etc.

Coluna 4: Transformidade. A transformidade é um coeficiente que traduz a quantidade de energia que está presente naquele tipo de item que está sendo estudado (luz solar, água, produtos, etc.) A transformidade é o valor que, multiplicado pela contribuição do item (dado da coluna 3), irá fornecer a contribuição emergética (coluna 5) do item.

Coluna 5: Emergia. É o resultado da multiplicação do fluxo medido para o sistema (coluna 3) pela sua respectiva transformidade. Esse resultado é um indicador do fluxo emergético dentro do sistema que está sendo modelado.

Coluna 6: Emdolar. É a medida em unidades financeiras, em que o dólar é o padrão daquele fluxo emergético que está representado. É obtida pela divisão do fluxo emergético calculado na coluna 5 pela taxa nacional (para aquela localidade/país, para aquele ano), da relação energia/dólar.

15.2.3 Cálculo dos valores emergéticos (*Empower*)

O método de análise emergética implica em um delineamento do sistema a ser estudado. Esse sistema (Araçá, no caso) está invariavelmente inserido em um sistema maior que é responsável por algumas das trocas de energia e matéria que entram e saem do sistema menor. Outras fontes de energia e matéria podem naturalmente ocorrer fora desse sistema maior, como ocorre com a luz do sol, chuva etc. A importância dessa delimitação do sistema maior está em avaliar, com menor detalhe e maior generalidade, as relações que ocorrem na região e, enfim, compreender o contexto no qual o sistema desejado está inserido.

Essa prática de delineamento regional para compreensão dos dados locais é usada em diversos trabalhos de análise emergética (*e.g.* Odum 1996, Odum *et al.* 1998, Bastianoni *et al.* 2009, Campbell & Lu 2009), porém não foram encontradas diretrizes para a delimitação espacial regional. Infere-se pela literatura visitada, que o delineamento é feito em função da disponibilidade de dados, e a delimitação externa geralmente era feita em função dos limites políticos (países ou condados).

Para o Araçá, essa aproximação é difícil, em função da complexidade da região que abarca o Canal de São Sebastião, a parte continental de serra, a parte costeira fora do canal e a cidade. Assim, para esse estudo, foi considerada a área do município de São Sebastião cuja drenagem apontava para o canal, e foi incluída uma área marinha do canal. Com essa delimitação, procurou-se mostrar alguns dos elementos circundantes do objeto de estudo (Araçá) em função da relevante influência do contexto no qual está inserido.

Cada grandeza considerada relevante para a compreensão do sistema estudado deve estar representada, ao menos inicialmente, no diagrama emergético. Com o avanço da análise, alguns valores acabam se mostrando muito pequenos em relação aos outros e, portanto, são eliminados por não colaborarem com o produto final da análise.

Dessa forma, tanto para o Araçá, quanto para o diagrama regional (São Sebastião e parte do canal) foram contabilizadas tanto informações ambientais (irradiância solar, volume de chuvas e vazão dos rios etc.) como valores associados à atividade humana, como consumo de petróleo e derivados, atividade turística, consumo de bens e serviços, eletricidade, entre outros.

Esses itens ocupam a terceira coluna da tabela emergética (Tabela 15.4), que é a parte do método que irá organizar o cálculo da energia de cada produto ou serviço. Para cada item elencado no diagrama e listado na tabela, são obtidos valores referentes à sua presença no sistema estudado (quarta coluna da Tabela 15.4). Assim obtêm-se valores como: o volume de combustíveis usados na área de estudo, volume de chuva, vazão dos rios, população etc. Todos esses valores são considerados para um ano, pois a análise emergética é feita ano a ano.

A próxima etapa é obter as transformidades para cada item que foi selecionado. Essas transformidades estão disponíveis na extensa literatura sobre o tema (Odum 1996, Odum *et al.* 2000, Odum *et al.* 1998, Brown *et al.* 1991, Dong *et al.* 2012, Bastianoni *et al.* 2009, Ortega *et al.* 2003, Ingwersen 2010, Giannetti *et al.* 2013, Kang & Park 2002, Campbell & Lu 2009, entre outros). Também é possível calcular a transformidade de algum item que seja de interesse, mas deve ser calculada separadamente.

Uma vez obtidos os valores anuais de cada item de interesse e sua respectiva transformidade, ajustadas as unidades, basta multiplicar um pelo outro que será obtido o valor da emergia de cada produto ou serviço (sexta coluna da tabela emergética). Como esses valores estão calculados para um ano, tem-se que esse valor emergético é equivalente ao cálculo de potência (na física, energia por tempo) e, portanto, a coluna leva o nome de *Empower* (energia por tempo).

A valoração em Emdólar indica a transformação da emergia contida no produto ou serviço elencado, em termos financeiros (medidos em dólar). Ela usa como base de cálculo uma relação PIB/Emergia, descrita na introdução (utilizou-se a estimativa de Giannetti *et al.* 2013). Para esse cálculo nacional, todas as fontes de emergia do território nacional, as importações e exportações, assim como irradiância solar, chuvas etc., são calculadas. O PIB do país é então dividido pelo seu valor final emergético calculado, mostrando então qual a relação entre emergia e dólar em termos nacionais. Esse valor de referência pode ser usado para cálculos do valor (em dólar) dos fluxos emergéticos em qualquer análise na jurisdição nacional.

No caso do Araçá, os valores emergéticos obtidos foram divididos por essa relação nacional. Essa forma de cálculo, apesar das limitações, incertezas e margem de erro, é útil quando se deseja colocar valores financeiros em atributos que dificilmente seriam mensuráveis economicamente, como a luz do sol ou a produtividade primária.

Essa forma de cálculo, usando relação dólar/emergia, também é útil para cálculos em sentido contrário, quando se conhece o fluxo econômico, mas é impossível descobrir o fluxo emergético. Por exemplo, quando os registros apontam itens que não possuem transformidades específicas e elas não podem ser calculadas por motivos de tempo disponível, custo ou disponibilidade de informações, esse fluxo emergético não poderia ser usado. Uma vez que os valores econômicos são conhecidos, a partir do cálculo inverso, pode-se estimar o fluxo emergético, ou seja, determinado fluxo financeiro, multiplicado pela estimativa emergética que a relação dólar/emergia fornece, irá resultar em uma estimativa de fluxo emergético.

A relação dólar/emergia foi utilizada nesse trabalho no tocante à emergia dos produtos transportados pelo porto. Considerando que nem a autoridade portuária sabe exatamente o conteúdo de cada contêiner, mas sabe o seu valor declarado, essa era a única alternativa de considerar esse importante fluxo emergético na análise. Assim, os valores declarados de movimentação financeira foram multiplicados pela relação emergia/dólar do sistema, para obter o valor do fluxo emergético do porto no período estudado.

15.2.4 Descrição dos métodos abordados na análise

A coleta de dados foi feita nos relatórios dos outros grupos (biodiversidade, produtividade primária, cadeia trófica, etc.) e também na literatura (especialmente dados socioeconômicos). Dados relativos à movimentação do Porto de São Sebastião foram obtidos dos relatórios financeiros da Companhia DOCAS.

A respeito dos dados utilizados nos cálculos da tabela emergética, resumidamente, a delimitação do sistema, feita pelo diagrama emergético, reflete no delineamento dos dados que foram obtidos.

O diagrama utiliza dados de energia solar, marés chuvas e rios, portanto os dados da pluviosidade vieram de consulta ao site do IBGE (1900 mm média para a região), irradiância solar (Odum *et al.* 1998) e variação das ondas (Odum *et al.* 2000). A emergia dos rios é considerada de duas formas (Sinisgalli *et al.* 2006): química e potencial. Para a energia potencial, foram aplicadas fórmulas de cálculo da energia potencial em função da gravidade, considerando uma altura média das montanhas da serra do mar que ocorrem

no município. Já para o cálculo da energia química, foi utilizada a energia livre de Gibbs, conforme sugestão do autor (Sinisgalli 2005).

Produtividade Terrestre, calculada por meio da área multiplicada pela produtividade (Odum 1996). Área foi considerada 50% da área total terrestre das bacias de drenagem voltadas para o Canal de São Sebastião, do lado continental. Para a produtividade aquática, tomou-se como referência dados de 1,23g/m²/dia (Brown *et al.* 1991), sendo multiplicada pela área e pela Transformidade.

Matéria orgânica: A entrada de matéria orgânica foi considerada importante por dois motivos: a existência de um emissário submarino que atravessa o Araçá até a ponta sul e deságua no limite da baía com o canal e também pela hipótese de esse esgoto sustentar boa parte da biodiversidade local, indicada pelo Módulo 7 – Interações Tróficas e pelo Módulo 11 – Modelagem Ecológica. Dessa forma, o cálculo da energia oriunda da matéria orgânica baseou-se em dados de Gubitoso *et al.* (2008) relativos à construção da emissário. Segundo o mesmo autor (*op. cit.*), o emissário deságua 140 l/s de esgoto. Por meio de estimativas de outros trabalhos, considerou-se que 30% desse volume era matéria orgânica e que cada litro de esgoto possui 1 kcal. E, dessa forma, os cálculos foram: volume de esgoto x 1kcal x 4,186 x 3,15E+07 (número de segundos em um ano). A Transformidade vem de Dong *et al.* (2012). Para os combustíveis, foi utilizado o anuário energético da secretaria de Saneamento e Energia que apontava os dados de consumo de combustíveis para o município de São Sebastião.

Os dados de eletricidade consideraram o anuário energético da Secretaria de Saneamento e Energia, a qual fornece o consumo de energia elétrica para a região medido em unidades kcal. Então foi feita a transformação para Joules (x4,186) e aplicada a transformidade fornecida por Ortega *et al.* (2003) calculada para o Brasil.

Com relação aos dados de Bens e Serviços, estes foram derivados do PIB por habitante multiplicado pelo número de habitantes de São Sebastião. Após este cálculo, fez-se a transformação com base na relação dólar/energia (Odum 1996, Giannetti *et al.* 2013, Kang & Park 2002).

Com relação à contribuição dos pesquisadores para a Baía do Araçá, associada à sua produção científica, foram utilizados os dados de Amaral *et al.* (2010), sendo as transformidades calculadas tomando por referência Campbell & Lu (2009).

No caso do Turismo: foi calculado pelo número de turistas multiplicado pelo gasto médio e pela Transformidade (Cuadra & Rydberg 2000).

Com relação ao Porto, inicialmente pensou-se em avaliar o tipo de material transportado e suas transformidades. Entretanto, não se pode calcular item por item, pois não se sabia ao certo o que era transportado dentro de contêineres. Dessa forma considerou-se o volume financeiro transacionado no período e utilizou-se da razão energia/dólar para estimar o fluxo emergético.

15.2.5 Discussão, aprendizagem e críticas.

Os dados necessários para a análise estavam, em parte, disponíveis nos relatórios e na literatura. Houve alguma dificuldade em encontrar dados socioeconômicos para o município e para a Baía do Araçá. Para o município, as deficiências ocorreram quanto a definir um padrão de consumo para a população, vazões específicas para cada riacho que desemboca no canal, assim como alguns dados em relação ao próprio canal. Havia muitos dados da Baía do Araçá em comparação aos poucos dados do canal. Esse fato dificultou uma análise comparativa das características da baía em relação ao Canal de São Sebastião.

Todas as informações tiveram que passar por séries de transformações numéricas para serem utilizadas na análise emergética, especialmente no tocante à sua abrangência espacial, temporal e unidades de medida. Algumas informações não puderam ser obtidas com exatidão (como os produtos transportados pelo Porto) e, portanto, algumas aproximações foram feitas, no sentido de não prejudicar a análise.

O aprendizado foi muito relevante exatamente na adequação das informações disponíveis, oriundas dos outros módulos, àquelas necessárias ao modelo. O próprio desenho do modelo tende a priorizar fluxos de matéria e energia que sejam relevantes – ponderadamente e em termos emergéticos – ao sistema estudado. Dessa forma, por força do método, algumas características não foram incluídas na análise, como a presença dos manguezais e os conhecimentos locais das famílias caiçaras.

15.3 ANÁLISE DE REDES

15.3.1 Introdução

O entendimento de como as pessoas interagem entre si é importante para avaliar como as informações fluem e como elas podem constituir uma forma de construção de opinião e valores (Beduschi 2003, Scorpioni 2012). A análise de rede social (ARS) proporciona um melhor entendimento de como uma comunidade, como a da Baía do Araçá, interage e percebe a sua importância e a do seu meio. É uma fonte primordial para entender todo o processo de valoração econômica, sociocultural e ecossistêmica.

A ARS permite identificar detalhadamente os padrões de relacionamento que existem entre os atores de uma determinada situação social e as mudanças nesse relacionamento no decorrer do tempo (Marques 1999, Stein *et al.* 2011). Assim, as redes representam a riqueza organizacional e política dos movimentos sociais e organizações da sociedade, em que buscam consensos, tratados e compromissos de atuação coletiva (Jacobi 2000, Tindall 2004).

Ao entender a constituição da rede social existente na Baía do Araçá é possível, também, entender o processo de tomada de decisão associados a ela, no intuito de apresentar subsídios para a gestão ambiental local. Este tópico apresenta como foi realizada a identificação dos principais atores, das principais instituições e suas inter-relações, construindo um modelo de rede que possibilitou, também, avaliar o seu capital social. Como mencionado anteriormente, a construção da rede social da Baía do Araçá, além de proporcionar o entendimento do fluxo de informação, deu subsídios ao entendimento de como são formados os valores econômicos e socioculturais nesta comunidade.

15.3.2 Análise de rede

A Análise de Redes Sociais (ARS) pode ser uma excelente ferramenta para analisar sistemas complexos e para a gestão ambiental (Krause *et al.* 2007, Stein *et al.* 2011). A análise da posição que cada indivíduo ocupa, bem como quais suas principais conexões na rede e qual o fluxo de informações, permite identificar os indivíduos mais influentes na comunidade e se existe algum tipo de nível hierárquico naquele ambiente (Bodin & Crona 2009, Crona & Hubacek 2010, Stein *et al.* 2011, Smythe *et al.* 2014).

Para a ARS, são utilizadas várias métricas calculadas na rede. As mais comumente utilizadas são os índices de centralidade como: *Betweenness centrality* (centralidade de intermediação), *Closeness centrality* (grau de centralidade), *Eigenvector Centrality* (Importância de um nó). Além desses, calcula-se o *In-degree* (grau de entrada) e o *out-degree* (grau de saída) no caso de redes direcionais e o *degree* (grau) em redes não direcionais (Hansen *et al.* 2011). Estes índices são importantes na ARS, uma vez que permitem a identificação dos indivíduos mais centralizados e mais importantes para o fluxo de informações.

De modo geral, o *Betweenness centrality*, permite identificar quais são os nós mais importantes para o fluxo de informações na rede, isto é, aqueles que formam pontes de conexões na rede como um todo. Já o *Closeness centrality* permite a identificação dos nós importantes para a velocidade do fluxo de informações, ou seja, quais os nós que permitem que a informação seja repassada de forma rápida. Por fim, o

Eigenvector Centrality, que identifica quais os nós estão mais próximos aos mais populares (Hansen *et al.* 2011).

Sendo assim, a partir desses cálculos, é possível a identificação dos atores mais importantes e mais atuantes de um determinado local, o que pode ser muito importante do ponto de vista da gestão integrada. Nesse sentido, a importância da ARS está na conectividade dos atores sociais que são atuantes na gestão ambiental.

Além disso, de acordo com as propriedades da rede, pode-se também avaliar sua importância quanto ao capital social. De maneira geral, capital social pode ser compreendido como a rede de relações sociais caracterizadas por normas de confiança e reciprocidade, facilitando ações coordenadas da sociedade (Lehtonen 2004). Essas ações coordenadas podem ser diversas, desde o cumprimento de combinados até movimentos sociais organizados em prol de um desejo comum da comunidade. Se a rede for considerada forte, isto é, alto grau de confiança dela, esta pode apresentar alto capital social acumulado (Batt 2008, Guillén *et al.* 2015).

15.3.3 Planejamento e aplicação dos métodos

O estudo na Baía do Araçá iniciou-se com o seu reconhecimento e o levantamento de informações prévias sobre os atores locais por meio de levantamentos bibliográficos (Oliveira 2013). Com alguns dados preliminares de identificação de atores locais (Santos 2012) e observações em campo, identificou-se os principais atores junto aos moradores da região da baía, bem como junto aos representantes dos órgãos governamentais, privados e não governamentais que fazem parte da região. Para a definição deste setor denominado institucional, utilizou-se de uma instituição que agrega diversas entidades, a APA Marinha Litoral Norte, responsável pelo gerenciamento das atividades existentes na região.

Visando obter mais informações a respeito dos atores e suas conexões, além das conexões presentes, aplicou-se um questionário, o que permitiu a coleta de informações de maneira rápida e sucinta.

Durante a aplicação do questionário, foi feita uma amostragem do tipo bola de neve (*snowball sampling*). Escolheu-se esta técnica, pois representa uma maneira eficaz de identificar a rede de relações, além de abranger uma amostragem significativa em quantidade de entrevistados (Browne 2007, Noy 2008). Esta metodologia consiste em definir um número n de indivíduos aleatórios e, a partir desses, pedir para cada um indicar um número k de indivíduos (Goodman 1961).

15.3.4 Descrição dos métodos abordados na análise

A aplicação dos questionários teve como objetivo a obtenção dos seguintes dados: identificar as pessoas com mais afinidade definida pelos entrevistados; as com algum perfil de liderança associado à Baía do Araçá; e as instituições mais atuantes na baía. Com isso, obtivemos parte do fluxo de informações e as conexões entre os atores presentes na baía.

Foi utilizado um evento do projeto *Biota-Araçá* para aplicar o questionário com os pesquisadores, uma vez que grande parte deles se encontraria presente. Já com relação à comunidade, a coleta de dados no local foi feita por uma semana, no mês de agosto de 2014. Com as instituições atuantes, como Ministério Público, Companhia Docas, entre outras instituições, os questionários foram aplicados durante as reuniões do Grupo de Trabalho do Araçá da APA Marinha Litoral Norte (GT Araçá APAMLN).

Definiu-se quatro (n) indivíduos aleatórios da comunidade para iniciar os questionários, e k como as respostas das duas primeiras perguntas do questionário. A partir deste início, foram entrevistadas as pessoas indicadas pelos quatro indivíduos nestas duas primeiras perguntas, totalizando oito novas entrevistas. A única diferença entre os atores que responderam o questionário foi que na comunidade de pesquisadores o n inicial foi 5, selecionando os coordenadores principais do projeto *Biota-Araçá*.

Após coletados, os dados foram analisados utilizando o *software* NodeXL, o qual permite a construção de um modelo de redes e a análise a partir de métricas relacionadas à rede. Os dados foram analisados levando-se em consideração os índices de centralidade e o grau de indicações, utilizando para a análise as seguintes métricas de rede: o *In-degree*, o *Betweenness centrality* e o *Closeness centrality*.

Por fim, para analisar o capital social incorporado à rede, utilizou-se as observações de campo feitas durante o reconhecimento do local e durante a aplicação dos questionários com a comunidade. Além disso, procurou-se fazer uma relação do capital social com as métricas calculadas pelo *software*, no intuito de atribuir classificações frente ao capital social.

15.3.5 Análise crítica da metodologia adotada

A partir da ARS realizada, além da identificação dos principais atores da Baía do Araçá e, portanto, atores importantes para atuar no processo de gestão, bem como no processo de união entre as redes para aprimorar o processo de gestão participativa, foi possível compreender algumas demandas necessárias para incorporar melhor a comunidade em geral nesse processo.

Dessa forma, a análise dos modelos construídos a partir das métricas apontadas foi um bom instrumento para identificar os atores mais centralizados. Apesar disso, a técnica de “bola de neve” talvez não fosse a mais adequada, uma vez que algumas pessoas não respondiam todas as indicações, o que modificava o *n* a ser seguido. Porém, houve certa dificuldade para definir o que seria a comunidade da Baía do Araçá para poder modelar essa rede. Sendo assim, o método “bola de neve” constituiu a abordagem metodológica mais adequada, mesmo com a dificuldade em definir quais as pessoas que efetivamente fazem parte ou não da comunidade do Araçá.

15.4 ANÁLISE DAS ABORDAGENS REALIZADAS

Em resumo, a identificação e valoração econômica, sociocultural e ecológica dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá, associadas à identificação da rede social existente possibilitou, por um lado, o aprimoramento e construção de uma abordagem inovadora de análise de uma região. E, principalmente, proporcionou um melhor entendimento da própria baía e de seu funcionamento, possibilitando subsídios relevantes para a sua gestão, tirando da invisibilidade diversos serviços ecossistêmicos, sem os quais, produziria uma avaliação equivocada do papel da baía para a comunidade local e seu entorno.

Apesar das limitações destacadas para os métodos de valoração, sua aplicação foi importante por dois motivos principais: 1. avançar nessa área de conhecimento, desenvolvendo e adaptando abordagens de valoração existentes e, dessa forma, contribuir para estudos futuros; 2. evidenciar importâncias econômica, socioculturais e ecológicas dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá, que podem ser consideradas em processos de tomada de decisão e na gestão da Baía como um todo.

Sobre a análise de redes, destaca-se o entendimento de como é constituída a baía, do papel das instituições e da relação da comunidade com elas e entre si, dando subsídios à análise dos valores que estão em jogo na região.

Além disso, vale destacar que o desenvolvimento dos métodos e de suas aplicações contou, quando pertinente, com a participação de outros módulos do projeto temático em *workshops* e reuniões menores com grupos de pesquisadores cujos temas de pesquisa tinham maior interface. Isso possibilitou um avanço nas pesquisas, afinal houve: 1. trocas de experiências sobre a região de estudo, por exemplo, com indicação de atores importantes para consulta; 2. discussões sobre a melhor abordagem para os métodos, com a contribuição de pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento e com grande histórico de atuação na Baía do

Araçá e, 3. disponibilização de dados importantes, por exemplo, para a valoração dos serviços de fornecimento de alimento e depuração de efluentes.

15.5 REFERÊNCIAS

- ALIER, J.M. 2007. O Ecologismo dos Pobres. Contexto, São Paulo. 379 p. AMARAL, A.C.Z.; MIGOTTO, A.E.; TURRA, A.; SCHAEFFER-NOVELLY, Y. 2010. Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. *Biota Neotropica*, 10: 1-47.
- ANDRADE, D.C.; ROMEIRO, A.R. 2009. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Texto para discussão. IE/UNICAMP. n. 155.
- BASTIANONI, S.; CAMPBELL, D.E.; RIDOLFI, R.; PULSELLI, F.M. 2009. The solar transformity of petroleum fuels. *Ecological modelling*, 220(1): 40-50.
- BATTI, P.J. 2008. Building social capital in networks. *Industrial Marketing Management*, 37(5): 487-491.
- BEAUMONT, N.J.; AUSTEN, M.C.; ATKINS, J.P.; BURDON, D.; DEGRAER, S.; DENTINHO, T.P.; DEROUS, S.; HOLM, P.; HORTON, T.; VAN IERLAND, E.; MARBOE, A.H.; STARKEY, D.J.; TOWNSEND, M.; ZARZYCKI, T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. *Marine Pollution Bulletin*, 54: 253-265.
- BEDUSCHI, L.E.C. 2003. Redes sociais em projetos de recuperação de áreas degradadas no Estado de São Paulo. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, Piracicaba. 157 p.
- BODIN, Ö.; CRONA, B.I. 2009. The role of social networks in natural resource governance: What relational patterns make a difference? *Global Environmental Change*, 19(3): 366-374.
- BROWNE, K. 2007. Snowball sampling: using social networks to research non-heterosexual women. *International Journal of Social Research Methodology*, 8(1): 47-60.
- BIROL, E.; KAROUSAKIS, K.; KOUNDOURI, P. 2006. Using economic valuation techniques to inform water resources management : A survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Science of the Total Environment*, 365: 105-122.
- BORGATTI, S.P. 1996. ANTHROPAC 4.0. Natick, MA: Analytic technologies,
- BOUSFIELD, W.A.; BARCLAY, W.D. 1950. The relationship between order and frequency of occurrence of restricted associative responses. *Journal of Experimental Psychology*, 40(5): 218-222.
- BRANDER, L.M.; WAGTENDONK, A.J.; HUSSAIN, S.S.; MCVITTIEC, A.; VERBURG, P.H.; DE GROOT, R.S.; VAN DER PLOEG, S. 2012. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services*, 1(1): 62-69.
- BREWER, D.D.; GARRETT, S.B.; RINALDI, G. 2002. Free-listed items are effective cues for eliciting additional items in semantic domains. *Applied Cognitive Psychology*, 16: 343-358.
- BROWN, M.T.; ULGIATI, S. 2004. Energy quality, emergy, and transformity: HT Odum's contributions to quantifying and understanding systems. *Ecological Modelling*, 178(1-2): 201-213.

- BROWN, M.T.; TENNENBAUM, S.; ODUM, H.T. 1991. Emergy analysis and policy perspectives for the Sea of Cortez, Mexico. Center for Wetlands and Water Resources, University of Florida.
- CAMPBELL, D.E.; LU, H.F. 2009. The emergy basis for formal education in the United States. *Emergy Synthesis 5, Theory and Applications of the Emergy Methodology*.
- CHAN, K.M.A.; SATTERFIELD, T.; GOLDSTEIN, J. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74: 8-18.
- CICHOSKI, C. 2013. Avaliação do monitoramento participativo como ferramenta de aprendizagem social da área de preservação ambiental Embu Verde (Embu Das Artes - SP). [s.l.] Universidade de São Paulo.
- COSTANZA, R.; de GROOT, R.; SUTTON, P.; van der PLOEG, S.; ANDERSON, S.J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R.K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26: 152-158.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; de GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; van den BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- CRAIG, D.A. 1987. Some of what you should know about water or, K.I.S.S.* for hydrodynamics (*keeping it stupidly simple). *Journal of the North American Benthological Society*, 35: 178-182.
- CRONA, B.; HUBACEK, K. 2010. The right connections: how do social networks lubricate the machinery of natural resource governance? *Ecology and Society*, 15(4): 18.
- CUADRA, M.; RYDBERG, T. 2000. Emergy evaluation of the environment and economy of Nicaragua. In: BROWN, M.T. (Ed). *Emergy synthesis 1: theory and applications of the emergy methodology. Proceedings of the 1st Biennial Emergy Conference*. Center for Environmental Policy, University of Florida, Gainesville. 319 p.
- DAILY, G.C.; ALEXANDER, S.; EHRLICH, P.R.; GOULDER, L.; LUBCHENCO, J.; MATSON, P.A.; MOONEY, H.A.; POSTEL, S.; SCHNEIDER, S.H.; TILMAN, D.; WOODWELL, G.M. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology*, n 2, pp. 2-16, Spring.
- DALY, H.E.; FARLEY, J. 2004. *Ecological economics principles and applications*. Island Press, Washington, DC. 484 p.
- DONG, X.; YAN, W.; ULGIATI, S.; YAN, M.; ZHANG, X. 2012. The impact of human activities on natural capital and ecosystem services of natural pastures in North Xinjiang, China. *Ecological Modelling*, 225: 28-39.
- FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO. Normas para utilização dos recursos da Reserva Técnica Concedidos pela FAPESP. 2014b. Disponível em: <<http://www.fapesp.br/rt#i6>>. Acesso em: 15 ago. 2014.
- _____. Bolsas. 2014a. Disponível em:<<http://www.fapesp.br/bolsas/>>. Acesso em: 15 ago. 2014.
- GIANNETTI, B.F.; DEMÉTRIO, J.F.C.; BONILLA, S.H.; AGOSTINHO, F.; ALMEIDA, C.M.V.B. 2013. Emergy diagnosis and reflections towards Brazilian sustainable development. *Energy policy*, 63: 1002-1012.
- GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; de GROOT, R.S. 2010. Natural capital and ecosystem services: the ecological

- foundation of human society. *Issues in Environmental Science and Technology*, pp. 105–121.
- GOODMAN, L.A. 1961. Snowball sampling. *The Annals of Mathematical Statistics*, 32(1): 148-170.
- de GROOT, R.; BRANDER, L.; VAN DER PLOEG, S.; COSTANZA, R.; BERNARD, F.; BRAAT, L.; CHRISTIE, M.; CROSSMAN, N.; GHERMANDI, A.; HEIN, L.; HUSSAIN, S.; KUMAR, P.; MCVITTIE, A.; PORTELA, R.; RODRIGUEZ, L.C.; TEN BRINK, P.; VAN BEUKERING, P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1): 50-61.
- GUBITOSO, S.; DULEBA, W.; TEODORO, A.C.; PRADA, S.M.; DA ROCHA, M.M.; LAMPARELLI, C.C.; BEVILACQUA, J.E.; MOURA, D.O. 2008. Estudo geoambiental da região circunjacente ao emissário submarino de esgoto do Araçá, São Sebastião (SP). *Revista Brasileira de Geociências*, 38(3): 467-475.
- GUILLÉN, L.A.; WALLIN, I.; BRUKAS, V. 2015. Social capital in small-scale forestry: A local case study in Southern Sweden. *Forest Policy and Economics*, 53: 21-28.
- GUTIERRES, D.M. 2014. Valoração dos serviços ecossistêmicos do estoque de carbono da Baía do Araçá (São Sebastião, SP). Trabalho de conclusão de curso. Universidade de São Paulo, São Paulo. 56 p.
- HANSEN, D.; SHNEIDERMAN, B.; SMITH, M. 2011. *Analyzing social media networks with NodeXL*. Morgan Kaufmann. 304 p.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2014a. Síntese de indicadores sociais – Uma análise das condições de vida da população brasileira 2009. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/indicadoresminimos/sinteseindicossociais2009/default_tab.shtm>. Acessado em 03/04/2014.
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2014b. São Paulo » São Sebastião » censo demográfico 2010: sinopse. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=355070&idtema=1&search=sao-paulo|sao-sebastiao|censo-demografico-2010:-sinopse->>>. Acessado em 03/04/2014.
- INGWERSEN, W.W. 2010. Uncertainty characterization for emergy values. *Ecological Modelling*, 221(3): 445-452.
- IUCN - The World Conservation Union. 2008. Ecological and socio-economic values of Mangrove ecosystems in tsunami affected areas: Rapid ecological-economic-livelihood assessment of Ban Naca and Ban Bangman in Ranong Province, Thailand. Ministry of Environment of Spain.
- JACOBI, P. 2000. Meio ambiente e redes sociais: dimensões intersetoriais e complexidade na articulação de práticas coletivas. *Revista de Administração pública*, 34(6): 131-158.
- JACOBI, P.R.; SINISGALLI, P.A.A. 2012. Governança ambiental e economia verde. *Ciência e Saúde Coletiva* (Impresso), 17: 1469-1478.
- JANSSEN, R.; PADILLA, J.E. 1999. Preservation or conversion? Valuation and evaluation of a mangrove forest in the Philippines. *Environmental and Resource Economics*, 14: 297-331.
- JERICÓ-DAMINELLO, C. 2014. Identificação e valoração sociocultural dos serviços ecossistêmicos – o caso da comunidade do Marujá, Ilha do Cardoso – SP, Brasil. [s.l.] Universidade de São Paulo.

- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. 2005. Tratamento de esgotos domésticos. 4ª Ed. Ed. do Autor, Rio de Janeiro. 906 p.
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. 1995. Tratamento de esgotos domésticos. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. 683 p.
- KAMIYAMA, H. 1989. Lodo ativado por batelada (LAB): suas vantagens no tratamento de esgotos das comunidades de médio e pequeno porte (Parte 1). DAE, 49(157): 218-221.
- KANG, D.; PARK, S.S. 2002. Emery evaluation perspectives of a multipurpose dam proposal in Korea. *Journal of Environmental Management*, 66(3): 293-306.
- KO, J. 2007. The economic value of ecosystem services provided by the Galveston Bay/Estuary System. Final Report. Dept. of Marine Sciences & Center for Texas Beaches and Shores Texas A&M University at Galveston Galveston, Texas.
- KRAUSE, J.; CROFT, D.P.; JAMES, R. 2007. Social network theory in the behavioral sciences: potential applications. *Behavioral Ecological Sociobiology*, United Kingdom. Disponível em: <http://link.springer.com/article/10.1007/s00265-007-0445-8>
- LANGE, G.-M.; JIDDAWI, N. 2009. Economic value of marine ecosystem services in Zanzibar: Implications for marine conservation and sustainable development. *Ocean & Coastal Management*, 52(10): 521-532.
- LE CORRE, O.; TRUFFET, L. 2012. Exact computation of emery based on a mathematical reinterpretation of the rules of emery algebra. *Ecological Modelling*, 230: 101-113.
- LEFÈVRE, A.M.C.; RIBEIRO, A.F.; MARQUES, G.R.A.M.; SERPA, L.L.N.; LEFÈVRE, F. 2007. Representações sobre dengue, seu vetor e ações de controle por moradores do município de São Sebastião, litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 23(7): 1696-1706.
- LEHTONEN, M. 2004. The environmental-social interface of sustainable development: capabilities, social capital, institutions. *Ecological Economics*, 49(2): 199-214.
- LEMOES, W.E.D.; SABÓIA, M.A.M.; SOUZA FILHO, F.A.; SALES, F.A.T.C.; RIBEIRO, D.C.M. 2011. Valoração dos Serviços Ambientais do Rio Jaguaribe Utilizando Modelo de Qualidade da Água Qual2Br. XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, p. 1–17.
- MAIA, A.G. 2002. Valoração de recursos ambientais. Dissertação de mestrado. Instituto de Economia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- MAINON, D.A. 1993. Economia e a problemática ambiental. pp. 45-77. In: VIEIRA, P.F.; MAIMON, D. As ciências sociais e a questão ambiental: rumo à interdisciplinaridade. APED & UFPA, Rio de Janeiro.
- MARQUES, E. 1999. Redes sociais e instituições na construção do Estado e da sua permeabilidade. *Revista Brasileira de Ciências Sociais*, 14(41): 45-67.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; MONTES, C.; RAMÍREZ, L.; BENAYASA, J. 2009. What drives policy decision-making related to species conservation? *Biological Conservation*, 142(7): 1370-1380.
- MARTÍN-LÓPEZ, B.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GARCÍA-LLORENTE, M.; MONTESA, C. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 37: 220-228.
- MAY, T. 2004. Pesquisa Social. Artmed, Porto Alegre.

- MENDELSON, R.; OLMSTEAD, S. 2009. The economic valuation of environmental amenities and disamenities: methods and applications. *Annual Review of Environment and Resources*, 34: 325-347.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2003. *Ecosystems and human well-being*. Island Press, Washington, DC.
- MOTTA, R.S. da. 1997. Manual para valoração IPEA/MMA/PNUD/CNPq.
- NOY, C. 2008. Sampling knowledge: the hermeneutics of snowball sampling in qualitative research. *International Journal of Social Research Methodology*, 11(4): 327-344.
- O’GARRA, T. 2012. Economic valuation of a traditional fishing ground on the coral coast in Fiji. *Ocean and Coastal Management*, 56: 44-55.
- ODUM, H.T. 1994. *Ecological and general systems an introduction to systems ecology*. University Press of Colorado. 644 p.
- ODUM, H.T.; ODUM, E.C. 2001. *A prosperous way down*. University Press of Colorado, Boulder. 326 p.
- ODUM, H.T. 1988. *Energy, environment and public policy: a guide to the analysis of systems*. UNEP, United Nations Environmental Programme, Regional Seas Reports and Studies No. 95.109 p.
- ODUM, H.T. 1971. *Environment, power and society*. John Wiley, New York. 336 p.
- ODUM, H.T. 1995. *Ecological and general systems: an introduction to systems ecology*. University Press of Colorado, Colorado. 644 p.
- ODUM, H.T. 1996. *Environmental accounting*. Wiley, New York.
- ODUM, H.T.; ARDING, J.E. 1991. *Emergy analysis of shrimp mariculture in Ecuador*. Coastal Resources Center, University of Rhode Island, Narragansett.
- ODUM, H.T.; BROWN, M.T.; WILLIAMS, S.B. 2000. *Handbook of emergy evaluation*. Center for environmental policy, Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville.
- ODUM, H.T.; ROMITELLI, M.S.; TIGHE, R. 1998. *Evaluation overview of the Cache River and black swamp in Arkansas*. Final report to Waterways Experiment Station, US Dept. of Army, Vicksburg, MS.
- ODUM, H.T. 2007. *Environment, power and society for the twenty-first century: the hierarchy of energy*. Columbia University Press. 432 p.
- OLIVEIRA, N.R. de. 2013. *Percepção ambiental como subsídio para gestão costeira: um estudo de caso na Enseada do Araçá, Litoral Norte do Estado de São Paulo*. [s.l.] Universidade de São Paulo.
- OLIVEIRA, S.V.W.B. de. 2004. *Modelo para tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto*. [s.l.] Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo.
- ORTEGA, E.; OMETTO, A.R.; RAMOS, P.A.R.; ANAMI, M.H.; LOMBARDI, G.; COELHO, O.F. 2003. *Energy comparison of ethanol production in Brazil: traditional versus small distillery with food and electricity production*. Universidade de Campinas, Campinas.
- PERMAN, R.; MA, Y.; MCGILVRAY, J.; COMMON, M. 1999. *Natural resources & environmental economics*. Pearson Education Limited, Essex, England.

- QUINLAN, M. 2005. Considerations for collecting freelists in the field: examples from ethobotany. *Field Methods*, 17(3): 219-234.
- REMOUNDOU, K.; KOUNDOURI, P.; KONTOGIANNI, A.; NUNES, P.A.L.D.; SKOURTOS, M. 2009. Valuation of natural marine ecosystems: an economic perspective. *Environmental Science & Policy*, 12: 1040-1051.
- ROMEIRO, A.R. 2010. Economia ou economia política da sustentabilidade. In: MAY, P (Ed.). *Economia do Meio Ambiente*. Campus, Rio de Janeiro. 378 p.
- ROMNEY, A.K.; D'ANDRADE, R.G. 1964. Cognitive aspects of english kin terms. *American Anthropologist*, 66(3): 146-170.
- RUITENBEEK, H.J. 1992. Mangrove management: an economic analysis of management options with a focus on Bintuni Bay, Irian Jaya. EMDI, Indonesia.
- SÃO PAULO. 2015. Programa de monitoramento da atividade pesqueira marinha e estuarina do Instituto de Pesca – PMAP. Disponível em: <<http://www.propesq.pesca.sp.gov.br/propesq/web/app.php/publico/>>. Acessado em: 15/07/2015.
- SAMONTE-TAN, G.P.B.; WHITE, A.T.; TERCERO, M.A.; TABARA, E.; CABALLES, C. 2007. Economic valuation of Coastal and Marine Resources: Bohol Marine Triangle, Philippines. *Coastal Management*, 35: 319-338.
- SANTOS, C.M. 2012. Diagnóstico de rede sócio técnica da Baía do Araçá, município de São Sebastião, São Paulo: atores, usos, relações sociais e suas implicações para a gestão ambiental. Trabalho de conclusão de curso. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SATHIRATHAI, S. 1998. Economic valuation of mangroves and the roles of local communities in the conservation of natural resources: case study of Surat Thani, South of Thailand. EEPSEA, Singapore.
- SCORPIONI, V.R. 2012. Análise de redes sociais associada à gestão socioambiental: Estudo de caso Conselho Gestor da APA Embu-Verde (gestão 2009-2011). Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SILVA, A.B.O.; FERREIRA, M.A.T. 2007. Gestão do conhecimento e capital social: As redes e sua importância para as empresas. *Inf. Inf. Londrina*, 12, n. esp.
- SMITH, J.J. 1993. Using ANTHOPAC 3.5 and a spreadsheet to compute a free-list salience index. *Cultural Anthropology Methods*, 5(3): 1-3.
- SMYTHE, T.C.; THOMPSON, R.; GARCIA-QUIJANO, C. 2014. The inner workings of collaboration in marine ecosystem-based management: a social network analysis approach. *Marine Policy*, 50: 117-125.
- STEIN, C.; ERNSTSON, H.; BARRON, J. 2011. A social network approach to analyzing water governance: the case of the Mkindo catchment, Tanzania. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 1085-1092.
- STUDART, R.S. 2013. Valoração dos serviços ambientais associada à autodepuração da água do rio Jaguaribe-CE em um cenário de mudanças climáticas. Dissertação de mestrado. Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- SZWARCWALD, C.L.; DAMACENA, G.N. 2008. Amostras complexas em inquéritos populacionais: planejamento e implicações na análise estatística dos dados. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, 11(1): 38-45.

- TINDALL, D.B. 2004. Social Movement Participation Over Time: An ego-network approach to micro-mobilization. *Sociological Focus*, 37(2): 163-184.
- UDDIN, M.S.; van STEVENINCK, E.R.; STUIP, M.; SHAH, M.A.R. 2013. Economic valuation of provisioning and cultural services of a protected mangrove ecosystem: A case study on Sundarbans Reserve Forest, Bangladesh. *Ecosystem Services*, 5: 88-93.
- VO, Q.T.; KUENZER, C.; VO, Q.M.; MODER, F.; OPPELT, N.2012. Review of valuation methods for mangrove ecosystem services. *Ecological Indicators*, 23: 431-446.
- VON SPERLING, M. 2005. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte. 457p.
- WELLER, S.C.; ROMNEY, A.K. 1988. Systematic data collection. Sage, Newbury Park. 109 p.
- WHITE, A.T.; CRUZ-TRINIDAD, A.; CRUZ-TRINIDAD, A. 1998. The values of Philippine coastal resources: why protection and management are critical. Coastal Resource Mangement Project, Cebu City, Philippines. 96 p.
- WIETHÜCHTER, A. 2008. Assessment of ecosystem goods and services provided by the Coastal Zone System Limfjord. Science Policy Interface for Coastal Systems Assessment (SPICOSA), Limfjorden, Denmark.
- WILSON, M.A.; HOWARTH, R.B. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics*, 41: 431-443.
- YOUNG, C.E.F. 2010. Contabilidade ambiental nacional: fundamentos teóricos e aplicação empírica no Brasil. In: MAY, P. (Ed.) *Economia do Meio Ambiente*. Campus, Rio de Janeiro. 378 p.

Anexo 15.1 – Consulta aos especialistas

Módulo 9 – Identificação e Valoração dos Serviços Ecossistêmicos da Baía do Araçá

Apresentação

O objetivo deste módulo, como apresentado no título, é a identificação e valoração dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá. Partindo da ideia de termos integração com os outros módulos, avaliou-se a necessidade de ser realizada uma validação, pelo grupo de pesquisa, dos serviços ecossistêmicos identificados.

A seguir será apresentada uma listagem, elaborada com base em revisão bibliográfica, dos serviços ecossistêmicos que devem estar associados à Baía do Araçá. Esta consulta servirá como uma primeira validação desta listagem e atribuição do grau de importância de cada serviço, estando prevista uma segunda, com atores locais, que será realizada futuramente.

Estamos utilizando o conceito de serviços ecossistêmicos, englobando tanto serviços, quanto recursos ecossistêmicos, com base na Avaliação do Milênio (2003), que, simplificada, traduzem-se nos **benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas**. A listagem de serviços foi feita com base nas categorias apresentadas na Avaliação do Milênio e em Beaumont *et al.* (2007). Esta listagem apresentada já passou por uma primeira avaliação pelo grupo de pesquisa ligado ao módulo 9.

Identificação

Nome: _____

E-mail: _____

Nota 1: A identificação será utilizada apenas para podermos entrar em contato com o respondente caso alguma questão respondida não esteja clara. Assim, em nenhum momento, a divulgação das informações coletadas será associada com algum respondente.

Consulta

Nesta consulta são pedidas duas avaliações a cada respondente:

Validação dos serviços apresentados – Caso o pesquisador não concorde com a inclusão de um determinado serviço, ou seja, avalie que este serviço não esteja associado à Baía do Araçá, por favor, aponte no campo indicado. Da mesma forma, pedimos a inclusão de algum serviço que não foi contemplado nesta listagem (espaço destinado no fim do questionário).

Atribuição, na avaliação de cada respondente, do grau de importância de cada serviço apresentado, incluindo os que, possivelmente, estão sendo apresentados pelo próprio respondente. Esta avaliação será dividida em duas categorias:

Atribuição do grau de importância do serviço numa perspectiva ampla, desassociada da Baía do Araçá e relacionada ao bem estar humano de forma geral;

Atribuição do grau de importância do serviço em relação ao bem estar humano sob uma perspectiva local, associada aos serviços ecossistêmicos produzidos pela Baía do Araçá e seus usuários.

Nota 2: Pedimos que preencha o campo de comentários caso tenha alguma observação relevante sobre um serviço em específico ou algum comentário geral. Utilize este campo também para a inclusão de outros serviços ecossistêmicos caso o espaço destinado não seja suficiente.

Serviços de produção

Fornecimento de Alimento (ex. mariscos, como o berbigão, peixes, camarões)

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Fornecimento de Matéria-Prima (ex. materiais para produção de artesanato)

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Serviço de regulação

Depuração de Efluentes

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Sequestro de carbono (produtividade primária)

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Serviços culturais

Patrimônio e identidade cultural

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Beleza cênica e conservação da paisagem

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Lazer e Recreação

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Desenvolvimento de atividades científicas e educacionais

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Serviços de Suporte (suporte aos outros serviços ecossistêmicos)

Ciclagem de nutrientes

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Fornecimento de habitat / *Nursery support*

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Produção primária

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Manutenção da biodiversidade

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Serviços de Produção/regulação (Valores de Opção)

Benefícios futuros (ex. espécies a serem descobertas, recursos genéticos, biodiversidade)

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10) () Ausente na Baía do Araçá

Serviços não contemplados na listagem

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10)

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10)

Grau de Importância: a) _____ (1-10) b) _____ (1-10)

Comentários:

Referências

- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). 2003. Ecosystem and human well-being: a framework for assessment. Island Press, Washington, DC.
- BEAUMONT, N.J.; AUSTEN, M.C.; ATKINS, J.P.; BURDON, D.; DEGRAER, S.; DENTINHO, T.P.; DEROUS, S.; HOLM, P.; HORTON, T.; VAN IERLAND, E.; MARBOE, A.H.; STARKEY, D.J.; TOWNSEND, M.; ZARZYCKI, T. 2007. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: implications for the ecosystem approach. Marine Pollution Bulletin, 54: 253-265.

Anexo 15.2 – Consulta à comunidade local

Validação dos Serviços Ecossistêmicos da Baía do Araçá

Identificação

Essas informações não serão divulgadas de forma alguma, tendo o fim de serem utilizadas apenas para tirar dúvidas nas respostas caso necessário.

Nome: _____

Contato (telefone ou e-mail): _____

Fornecimento de Alimento

Você, ou alguém que você conheça, obtém alimentos da Baía do Araçá, seja para consumo próprio ou venda, como peixes e mariscos?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Fornecimento de Matéria-Prima

Você, ou alguém que você conheça, obtém da Baía do Araçá matéria-prima para o desenvolvimento de alguma atividade ou produto (ex. produtos para a confecção de artesanato)?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Depuração de Efluentes

Você tem conhecimento da entrada de esgoto, seja pelo córrego ou outras fontes, na Baía do Araçá? Acredita que a baía trate de alguma forma este esgoto, melhorando sua qualidade?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Remoção de carbono

Você acredita que a Baía do Araçá, em seus processos ecológicos, possa limpar o ar, trazendo benefícios se pensarmos na problemática das mudanças climáticas?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Patrimônio e identidade cultural

A Baía do Araçá tem uma importância cultural para você? Você conhece atividades que são tradicionalmente realizadas na Baía do Araçá?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Beleza cênica e conservação da paisagem

Como você classifica a Baía do Araçá em termos de beleza (bonita, feia, sem destaque)?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício, a beleza da Baía, para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Lazer e Recreação

Você, ou alguém que você conheça, utiliza a Baía do Araçá para lazer e recreação?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Desenvolvimento de atividades científicas e educacionais

Você tem conhecimento da realização de atividades científicas e educacionais na Baía do Araçá?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício, o fato da Baía proporcionar tais atividades, para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Benefícios futuros (espécies a serem descobertas, recursos genéticos, biodiversidade)

Você acredita que a Baía do Araçá poderá fornecer no futuro coisas que atualmente não conhecemos, como comida, remédio, etc.?

Considera o serviço presente Considera o serviço ausente Não entendeu a pergunta

Como você avalia este benefício, de podermos ter novas coisas no futuro, para os usuários da Baía do Araçá?

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

Outros Serviços

Você considera que a Baía do Araçá fornece outros benefícios que não foram citados até agora?

Como você avalia este benefício para os usuários da Baía do Araçá?

10. _____

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

11. _____

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

12. _____

Muito Importante Importante Pouco Importante Não é importante

16 - PRÁTICA DA GESTÃO COSTEIRA INTEGRADA: DA MOBILIZAÇÃO À ELABORAÇÃO PARTICIPATIVA DE UM PLANO LOCAL DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Cláudia R. dos Santos, Luciana Y. Xavier, Caiuá M. Peres, Fernanda T. Stori, Natalia de M. Grilli, Deborah C. Shinoda, Marina F. M. Santana, Mariana M. Andrade, Carla R. R. Arantes, Marina R. Corrêa, Melissa Vivacqua, Thiago Z. Serafini, Pedro R. Jacobi, Cristiana S. Seixas, Alexander Turra

APRESENTAÇÃO

O uso compartilhado de recursos naturais demanda sistemas alternativos de governança que levem em conta os conflitos causados pela diversidade de usos de um mesmo território e deem espaço e voz aos atores sociais ali atuantes. Isso é especialmente necessário na Zona Costeira (ZC), região de interface entre os ecossistemas terrestres e marinhos, responsável por diversas funções e serviços ecossistêmicos, e sujeita a múltiplos usos, o que gera conflitos e torna sua gestão complexa.

Com o objetivo de contribuir para a gestão costeira integrada na tomada de decisão sobre o uso da Baía do Araçá, o projeto *Biota-Araçá* realizou um processo de diagnóstico e planejamento participativo que mobilizou diferentes atores da região, consolidado no Plano Local de Desenvolvimento Sustentável da Baía do Araçá, (PLDS/ARAÇÁ 2016). Apesar de focado na baía, os métodos empregados para construção deste podem ser adaptados e aplicados a outras regiões. Assim, visando a disseminar esses métodos, neste capítulo são apresentados os conceitos orientadores e a estratégia utilizada na elaboração do PLDS da Baía do Araçá, bem como o processo heurístico de aprendizagem da equipe na sua elaboração.

16.1 INTRODUÇÃO

A Gestão Costeira Integrada (GCI) pode ser entendida como um processo contínuo, adaptativo e dinâmico, por meio do qual são definidas metas, tomadas decisões e propostas ações para o uso sustentável da Zona Costeira e marinha e de seus recursos (Cicin-Sain & Knecht 1998). Nesse sentido, a GCI é um processo que deve promover maior interação entre poder público e sociedade e entre ciência e gestão, na formulação e implementação de políticas, planos e programas (GESAMP 1996). No Brasil, as diversas políticas existentes para a ZC têm em comum o fato de serem pautadas pela participação da sociedade no processo de gestão. A participação pública foi garantida pela Constituição Brasileira de 1988 e é considerada um princípio fundamental para a redemocratização da sociedade brasileira, estando prevista em instrumentos de gestão como o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), o Plano de Manejo de Unidades de Conservação (PMUC), o Plano Diretor Participativo (PDP), a Agenda 21 Local com seu Plano Local de Desenvolvimento Sustentável (PLDS), além do Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro e do Projeto Orla, com seu Plano de Gestão Integrada da Orla (PGI).

16.2 PARTICIPAÇÃO PÚBLICA E PESQUISA PARTICIPATIVA: BREVE REFLEXÃO

A participação pública é definida como a construção conjunta da governança do território, desde a definição de objetivos de gestão até a tomada de decisão, realizada com a participação da sociedade (Rowe & Frewer 2000). Essa construção parte da premissa de que indivíduos ou grupos comunitários de uma região podem ser positiva ou negativamente afetados por um projeto, programa ou plano governamental (PPP) elaborado unilateralmente pelo governo (André *et al.* 2006). Assim, o envolvimento da população local na formulação de PPPs pode levar a resultados mais adequados à realidade local. A participação pode ser tratada como uma ferramenta no processo de tomada de decisão ou como um processo em si.

Diversas reflexões emergem da literatura a respeito de como os processos participativos podem melhorar a gestão dos sistemas socioecológicos (Vieira 2003, Stringer *et al.* 2006). Uma delas considera que a participação de diferentes grupos de atores resulta em políticas e planos de manejo mais eficazes e efetivos, e que métodos participativos são a melhor forma de captar informações, opiniões e perspectivas necessárias para gestão (Stringer *et al.* 2006).

Na esfera local, a participação das comunidades no processo de discussão e elaboração de planos de gestão fortalece a formação de um processo continuado de democratização da vida dos cidadãos (Jacobi 2000, 2011). Quando se fala de participação dos cidadãos, enfatiza-se uma forma de intervenção na vida pública com motivação social concreta (Jacobi 2000). Contudo, no atual cenário da gestão brasileira, a sociedade civil ainda tem papel incipiente e exerce pouca influência na elaboração de políticas públicas inclusivas, democráticas e sustentáveis, bem como na busca por transparência na prestação de contas públicas (Jacobi 2000). Essa baixa participação fragiliza a possibilidade de maior co-responsabilização e engajamento social e coloca o uso sustentável dos bens e serviços ecossistêmicos em risco.

Assim, para que a participação pública ocorra, é preciso envolver a população, normalmente excluída da discussão de temas políticos, econômicos, sociais e ambientais (Arnstein 1969, Brown *et al.* 2002). Fatores como a cultura de um grupo, comunidade ou organização são considerados importantes na dinâmica da participação e não podem ser ignorados, correndo-se o risco de que alguns atores com maior poder manipulem as relações sociais e os desdobramentos das discussões (Araujo & Seixas 2012). Além disso, a forma como a participação ocorre depende, em grande medida, do grau de controle que os tomadores de decisão detêm sobre os recursos em questão; do quanto do poder de decisão eles estão dispostos a compartilhar e da postura adotada por eles, seja como “donos das decisões” ou como co-gestores de um recurso ou território (Brown *et al.* 2002).

Cada vez mais a literatura tem identificado limitações de processos de participação social (Peterson 2011, Jablonski & Filet 2008, Jacobi & Barbi 2007, Ferreira & Fonseca 2014). Tais limitações incluem o não envolvimento de diferentes grupos; a impossibilidade destes em comparecer às reuniões; a não implementação das decisões tomadas de forma participativa e as dificuldades de acompanhamento das ações. Além disso, em muitos casos, a participação por meio de consultas e audiências públicas tem sido usada apenas para legitimar decisões já tomadas ou para dar a aparência de consulta sem a verdadeira intenção de assimilar recomendações feitas pelos cidadãos (Vieira 2003, Oliveira & Bursztyrn 2001, Rowe & Frewer 2000, Shepherd & Ortolano 1995). Outras questões a serem consideradas, que contribuem à não participação, são a falta de transparência nos objetivos e na condução dos diferentes processos (Jablonski & Filet 2008), além da realização de reuniões em datas inadequadas, o envio de convites sem a devida antecedência, a não compreensão da linguagem utilizada pelos técnicos governamentais e a desconsideração do conhecimento dos atores locais (Trimble *et al.* 2014).

A prática da gestão participativa depende de uma conjuntura político-institucional-social, amparada por princípios filosóficos e catalisada por questões práticas ligadas às estratégias, técnicas e instrumentos disponíveis. Nesse contexto, os enfoques convencionais de pesquisa socioambiental, que privilegiam o

conhecimento científico em detrimento do saber local, acabam por fortalecer uma abordagem centralizada e tecnocrática na definição das estratégias de desenvolvimento local e gestão dos recursos naturais. Contrapondo essa prática, a pesquisa participativa traz novas perspectivas, promovendo a reflexão colaborativa entre pesquisadores e comunidades locais.

A partir da década de 1980, e principalmente na década de 1990, diversas iniciativas e abordagens sobre a pesquisa participativa passaram a ganhar relevância e visibilidade. Dentre as abordagens, métodos e técnicas mais utilizados, pode-se citar o Diagnóstico Rural Participativo (DRP), o Diagnóstico Rápido Rural (DRR), a Pesquisa-Ação Participativa (PAP), a Análise de Atores Sociais, entre outros (Chambers 1994, Chevalier & Buckles 2009, Seixas 2005). Essas abordagens teórico-metodológicas têm a gestão participativa dos recursos naturais como foco, visando a construção de formas alternativas de desenvolvimento. Devido à complexidade da natureza e dinâmica dos ecossistemas e a interação entre os sistemas ecológicos e os sociais, existem diferenças e especificidades de abordagem para cada caso, bem como de ferramentas a serem aplicadas. A seguir, é apresentado um exemplo de como as abordagens relacionadas à pesquisa participativa podem ser aplicadas na construção de um processo de gestão participativa.

16.2.1 A pesquisa participativa

A iniciativa de promover ações de planejamento e manejo visando a sustentabilidade da Baía do Araçá surgiu, principalmente, da sua importância socioambiental e da necessidade de contraposição às ameaças e pressões que o local sofre. A Baía do Araçá foi alvo de intervenções e impactos antrópicos ao longo de sua história, principalmente a partir da década de 1950. A proximidade do Porto de São Sebastião e do Terminal Marítimo Almirante Barroso (TEBAR), o maior terminal petrolífero brasileiro; o aumento de ocupações irregulares e consequente aumento do lançamento de resíduos sólidos e efluentes de esgoto doméstico não tratado na baía são exemplos de fatores responsáveis por alterações locais (Cunha 2003, Amaral *et al.* 2010, Teodoro *et al.* 2010, Mani-Peres *et al.* 2016). Essas intervenções e ações antrópicas transformaram a Baía do Araçá, configurando um cenário atual de conflitos entre seu uso potencial e os existentes (Cunha 2003, Mani-Peres *et al.* 2016).

Além dos problemas já citados, as grandes obras previstas para a região – em especial o projeto de expansão portuária – poderão intensificar alterações na estrutura e funcionamento da baía, reduzir ou eliminar funções ecossistêmicas e impactar práticas locais de uso dos recursos e do espaço. Esse cenário reduz o capital social da baía e a capacidade de aprendizagem social e adaptação frente às transformações ambientais (Stori *et al.* 2017). Segundo Stori *et al.* (2017), a construção de processos participativos que promovam o debate sobre possíveis formas de reverter esse cenário é essencial para a sustentabilidade da região.

Dentre os instrumentos e métodos previstos na legislação brasileira que favorecem a participação social na tomada de decisão e podem ser implementados em áreas costeiras, destacam-se o Projeto Orla e a Agenda 21 Local.

O Projeto Orla, que orienta a elaboração do Plano de Gestão Integrada da Orla (PGI) (Decreto nº 5.300/2004), é um instrumento de planejamento local que visa a gestão compartilhada da orla marítima, incorpora normas ambientais e urbanas na regulamentação dos usos dos terrenos de marinha, acrescidos do espelho d'água contíguo a esses espaços (Oliveira & Nicolodi 2012). Trata-se de um processo mais inclusivo de alocação de recursos e de uma política que contribui para qualificar a tomada de decisão, com vistas a cumprir a função socioambiental da orla. O método utilizado para a elaboração do PGI possibilita a discussão e planejamento participativo de ações localizadas na orla, mas que pode ser aplicado em outras escalas de planejamento, com as seguintes etapas: 1. mobilização dos atores; 2. diagnóstico paisagístico, ambiental, e socioeconômico simplificado, incluindo a definição de cenários atuais e prospectivos da área; 3. definição das ações estruturantes e 4. audiência pública para apresentação do Plano.

Por sua vez, a Agenda 21 Local, é um instrumento de planejamento para a construção de sociedades sustentáveis, que utiliza diferentes bases geográficas e concilia métodos de proteção ambiental, justiça social e eficiência econômica (MMA 2016). O Plano Local de Desenvolvimento Sustentável (PLDS), preconizado por esse instrumento, é elaborado considerando as dimensões ambiental, territorial, social, cultural, comunitária, econômica e política e tem como objetivo propor metas e diretrizes para solucionar os problemas socioambientais da região de interesse e subsidiar o planejamento e a gestão local, auxiliando a tomada de decisão (MMA 2016). O método de elaboração do PLDS da Agenda 21 prevê as seguintes etapas: 1. informação, sensibilização e mobilização da população local; 2. formação do Fórum da Agenda 21 Local; 3. elaboração do PLDS, composto por metas, indicadores e meios de implementação; 4. implementação, acompanhamento e revisão do PLDS e, 5. monitoramento de indicadores e formação de rede (MMA 2005).

Tanto o Projeto Orla como a Agenda 21 Local enfatizam a necessidade da realização de diagnósticos e planejamentos participativos, a criação de um fórum para definir os meios de implementação de projetos e ações e as responsabilidades do governo e dos demais setores da sociedade para suas implementações, acompanhamento e revisões.

Na escala geográfica da Baía do Araçá (Litoral Norte do Estado de São Paulo), o PGI e o PLDS são instrumentos que apresentam sobreposição espacial e os métodos que melhor se adequam para desenvolver, respectivamente, diretrizes e ações democráticas, que visem a solução e mitigação de problemas socioambientais e conflitos locais. Nesse contexto, o projeto *Biota-Araçá* propôs a construção de um PLDS para a Baía do Araçá, adaptado com elementos metodológicos do PGI, com o objetivo de subsidiar a tomada de decisão com informações, diretrizes e ações democraticamente legitimadas.

16.2.2 A construção do PLDS da Baía do Araçá

O PLDS da Baía do Araçá foi construído com base na adaptação dos processos de elaboração do PGI (Projeto Orla) e dado PLDS (Agenda 21 Local), abrangendo as etapas de mobilização, diagnóstico e planejamento previstas em ambos, no entanto, sem atingir as etapas de implementação e monitoramento. O processo configurou uma Pesquisa-Ação Participante, abordagem pautada numa perspectiva heurística e adaptativa frente às realidades que se apresentam na relação entre os atores locais e na materialização de diagnósticos e ações de planejamento participativo (Chambers 1994, Chevalier & Buckles 2009).

A mobilização social é um processo que demanda grande investimento de tempo e de recursos humanos para que se obtenha, de fato, a participação das comunidades locais na elaboração de políticas públicas. Assim, o planejamento das atividades para construção do PLDS da Baía do Araçá foi realizado de forma a favorecer a participação dos cidadãos, desde a escolha das datas, horários e locais das reuniões até a proposição de práticas que superassem barreiras entre os pesquisadores e participantes, por meio de atividades lúdicas e uso de linguagem simples. Dentro do processo de construção do PLDS foram organizadas sete oficinas participativas (baseadas em Projeto Orla; Agenda 21 Local; Vieira 2003, Buarque 2008), denominadas “Encontros Abertos do Projeto *Biota-Araçá*”, sendo o processo finalizado com o lançamento do PLDS ao público do município de São Sebastião (Figura 16.1). Os encontros foram executados em duas etapas: a primeira objetivou a construção do diagnóstico participativo da baía; a segunda visou o planejamento de ações para solucionar os problemas identificados. Para tanto, foi desenvolvido um método que levou em consideração o conhecimento e a percepção dos moradores da Baía do Araçá e demais atores sobre a importância da região e os problemas socioambientais existentes na região.

Para realizar os processos de planejamento, mobilização e diagnóstico foram necessárias ações em um processo cíclico e continuado, que envolveram uma equipe de trabalho coesa e articulada. O processo compreendeu uma etapa prévia e uma posterior à realização de cada evento (Figura 16.2). Em reuniões pré-oficinas, discutiu-se a estratégia a ser utilizada para mobilização do público e o planejamento da própria oficina, considerando o método e as atividades a serem empregadas (importante para definir o tamanho da equipe durante os eventos); o objetivo final e os resultados já obtidos, com vistas a definir se seriam necessárias atividades para complementação das informações obtidas; e os materiais a serem produzidos para facilitar o diálogo com os participantes, bem como para apresentar informações anteriormente produzidas, considerando uma devolutiva das oficinas anteriores e de ações do próprio projeto. Nessas reuniões foram discutidos os diferentes referenciais teóricos que cada pesquisador do grupo possuía sobre os temas abordados, o que permitiu, ao longo de todo o processo, o nivelamento conceitual da equipe, consolidado em Stori *et al.* (2017). As atividades pós-evento consistiram em reuniões para avaliação dos encontros e organização dos materiais de apoio produzidos – arquivos de áudio, fotos e vídeos – e na elaboração e definição da estratégia de divulgação de relatórios e informativos (*releases*) sobre cada evento.

Para aperfeiçoar o processo de mobilização e compreender os motivos que levaram os diversos atores sociais a participarem dos eventos, na recepção de cada Encontro Aberto foi aplicado um questionário a cada participante com as seguintes perguntas: 1) Você conhece o projeto *Biota-Araçá*? Onde você ouviu falar dele?; 2) Como você ficou sabendo da oficina?; 3) Por que veio? e 4) O que você espera dessa reunião? Ao final de cada evento, em plenária, eram feitas três perguntas, as quais poderiam ser respondidas com: 1) “Que bom”, para avaliar aspectos positivos dos encontros; 2) “Que pena”, para identificar expectativas que não foram atendidas e 3) “Que tal”, para levantar sugestões de mudanças. As perguntas serviram para orientar ações que poderiam ser tomadas para aprimorar o processo considerando a percepção dos participantes, orientar mobilizações futuras, melhorar a dinâmica e aumentar a participação dos atores em eventos futuros.

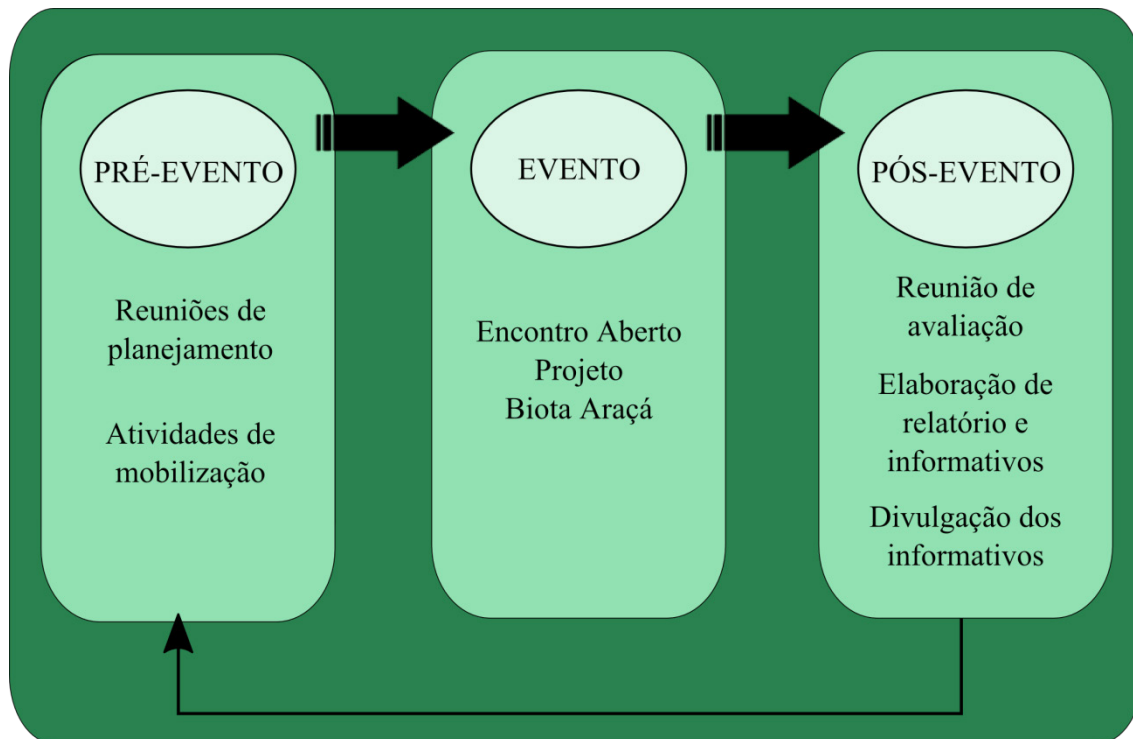


Figura 16.2. Processo cíclico relacionado às ações para organização dos Encontros Abertos do Projeto *Biota-Araçá*.

16.3 MOBILIZAÇÃO DOS ATORES ENVOLVIDOS COM A BAÍA DO ARAÇÁ

Mobilizar é convocar vontades para atuar na busca de um propósito comum, sob uma interpretação e um sentido também compartilhados (Toro & Werneck 1996). Participar ou não de um processo para o qual as pessoas são chamadas é um ato de escolha, uma decisão de cada um (Toro & Werneck 1996). Assim, a sensibilização de atores com vistas à participação pública em oficinas de planejamento participativo tem sido um desafio para instituições públicas, privadas ou de pesquisa (Rowe *et al.* 2004, Peterson 2011, Jacobi 2011) e deve ser encarada como um processo contínuo e adaptativo.

O processo de mobilização para a realização das oficinas sobre a baía envolveu estratégias relacionadas à identificação dos atores sociais e à divulgação dos eventos. Tais estratégias foram muitas vezes influenciadas por acontecimentos externos à Baía do Araçá, porém inerentes ao contexto regional no qual se inseriu o processo de elaboração do PLDS.

16.3.1 Identificação dos atores

A identificação dos atores sociais da Baía do Araçá baseou-se em três estratégias: 1. pesquisas realizadas por membros da equipe; 2. interação com os atores locais e, 3. consulta ao conselho gestor da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte (APAMLN), unidade de conservação na qual a Baía do Araçá está inserida.

A partir de estudos preliminares realizados por membros da equipe do projeto *Biota-Araçá* (Borges 2014, Mani-Peres 2013, Santos 2012, Oliveira 2013, Shinoda 2015, Nunes 2015, Mani-Peres *et al.* 2016, Carrilho 2016), foi possível identificar atores e segmentos da sociedade atuantes na Baía do Araçá, bem como compreender a relação deles com a área.

A interação com atores locais ocorreu em diferentes contextos: os pesquisadores do projeto participaram de reuniões públicas e eventos organizados pela APAMLN, pelo Grupo Setorial do Gerenciamento Costeiro do Litoral Norte (GERCO), por lideranças comunitárias e organizações da sociedade civil, pelo Ministério Público Estadual de São Paulo e Procuradoria da República, entre outros. Além disso, foram realizadas atividades de educação ambiental em uma escola municipal localizada nas proximidades da Baía do Araçá.

A partir da identificação dos atores e da aproximação da equipe de pesquisa com as pessoas e instituições envolvidas com a Baía do Araçá, foi elaborada uma lista preliminar de contatos que seriam convidados a participar do evento (*mailing*).

O *mailing* do projeto foi complementado por meio da consulta à APAMLN, que permitiu identificar pessoas e instituições de diversos segmentos dos municípios de São Sebastião e Ilhabela (mais próximos à Baía do Araçá) e instituições públicas com atuação regional (das três esferas de governo) que participaram do diagnóstico participativo do Plano de Manejo (PM) da unidade de conservação. A APAMLN colaborou no envio de convites aos contatos selecionados. Dessa forma, a lista de contatos construída para mobilização social era composta por atores locais identificados na pesquisa, demais moradores de São Sebastião e Ilhabela e instituições públicas que atuavam na região. Essa lista foi constantemente atualizada ao longo do processo, incluindo novos atores que foram adicionados ao participarem dos eventos.

16.3.2 Estratégias de divulgação para a mobilização dos atores sociais

Para sensibilizar e mobilizar os atores a participar dos encontros abertos, foi utilizado um conjunto de estratégias de divulgação, o que resultou na participação de 141 pessoas de diferentes setores ao longo do processo.

Essa participação não foi constante, tendo variado em número e segmento representado ao longo do processo, com uma média de 20 pessoas por encontro (Figura 16.3 – gráfico superior). As estratégias de divulgação também variaram (Figura 16.3 – gráfico inferior), sendo aperfeiçoadas ao longo dos encontros a partir da análise de como cada estratégia influenciou na participação, informação obtida com o questionário aplicado a cada participante no início dos eventos. As estratégias utilizadas foram:

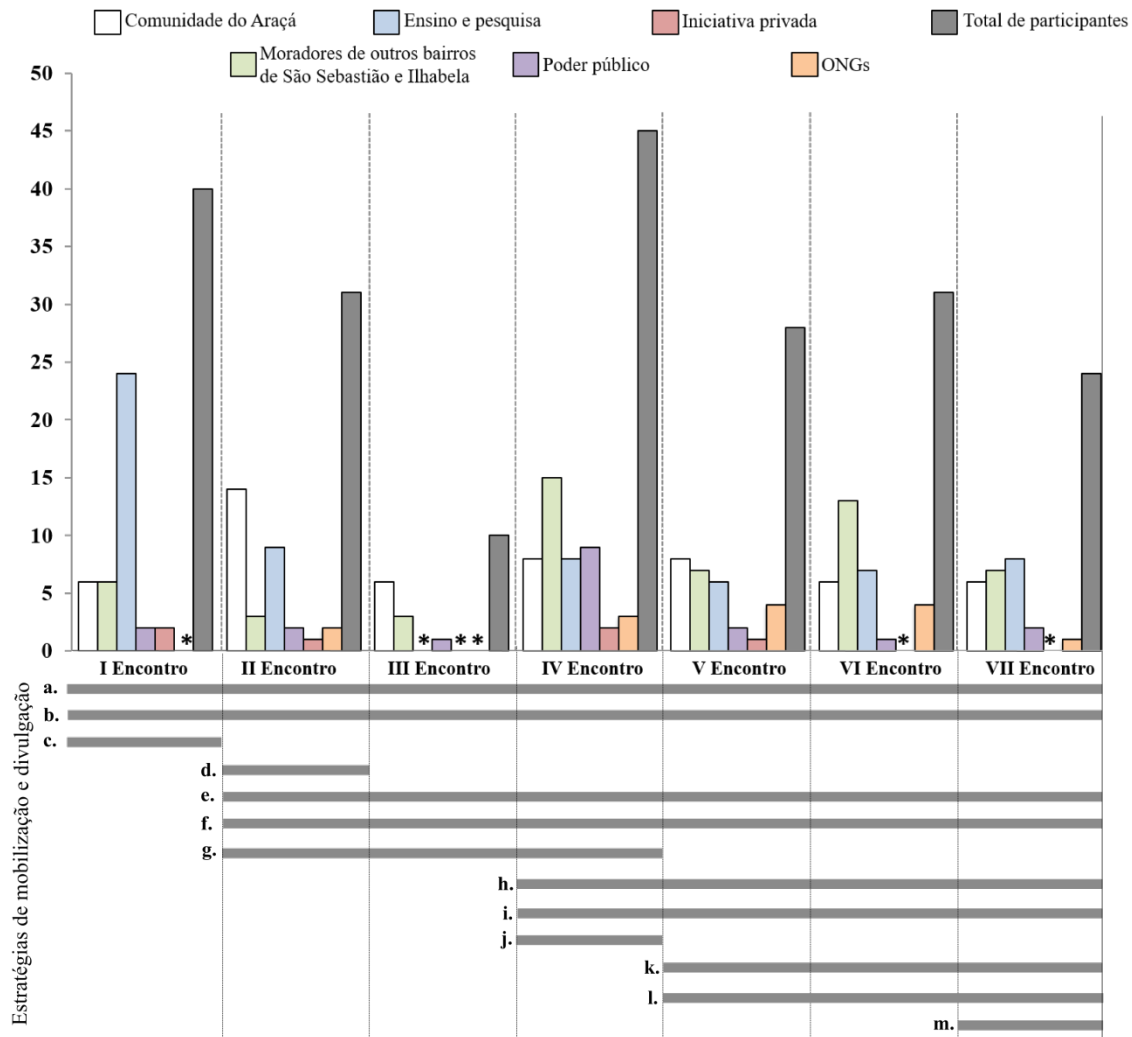


Figura 16.3. Número de participantes em cada evento, evidenciando diferentes grupos e o número total de participantes (gráfico superior); estratégias de mobilização e divulgação utilizadas (gráfico inferior). No gráfico superior os asteriscos (*) indicam ausência do segmento no evento. No gráfico inferior as letras representam: **a.** envio de convites por *e-mail*; **b.** divulgação em reuniões institucionais do Litoral Norte; **c.** ligações telefônicas para a comunidade; **d.** devolutiva; **e.** divulgação “porta-a-porta” para a comunidade do Araçá, com distribuição de convites; **f.** distribuição de convites em locais de grande circulação da comunidade; **g.** convite pessoal à representantes de instituições públicas; **h.** envio de convites via ofício para órgãos públicos, com *release* dos encontros anteriores; **i.** envio de *release* dos encontros anteriores; **j.** tenda itinerante; **k.** distribuição de convites e cartazes sobre o evento; **l.** criação de evento no *Facebook*; **m.** entrega e recolhimento do Plano Local de Desenvolvimento Sustentável (PLDS).

a) Envio de convites por *e-mail*

A divulgação dos eventos por meio do envio de *e-mail* para os convidados foi a principal estratégia de divulgação, tendo sido empregada ao longo de todo o processo. Assim como o *mailing* foi constante-

mente ampliado ao longo do processo, o número de *e-mails* enviados também aumentou com cada oficina. No I Encontro, os *e-mails* foram direcionados a pessoas e instituições diretamente relacionadas com a Baía do Araçá (*mailing* do projeto com os contatos identificados por meio da APAMLN), sendo enviados cerca de 900 convites por *e-mail*. Nos demais encontros, no entanto, não houve restrições ao envio do convite por *e-mail*, tendo sido solicitado que todos os membros do *mailing* da APAMLN, independentemente de seu município de residência, fossem inseridos no convite, o que ampliou ainda mais a divulgação dos eventos;

b) Divulgação em reuniões institucionais do Litoral Norte

Assim como o item anterior, a divulgação em reuniões da região também foi aplicada ao longo de todo o processo, sendo limitadas à realização das reuniões e à possibilidade de participação dos membros do projeto em cada reunião. As principais reuniões onde as oficinas foram divulgadas foram as da APAMLN, audiências e reuniões públicas que discutiram as grandes obras, eventos festivos e culturais da região;

c) Ligações telefônicas para a comunidade

Mobilizar e sensibilizar a comunidade local, especialmente os moradores dos arredores da Baía do Araçá que não demonstraram ter tradição em participar de processos de planejamento participativo foi um dos principais esforços da equipe de pesquisa. Dessa forma, especial atenção foi dada a informar e convidar esses moradores a participar dos eventos, sendo que estratégias diferenciadas foram direcionadas a atingir essa parcela da sociedade. A primeira delas foi o convite por meio de ligação telefônica, realizado para o I Encontro Aberto. Membros da equipe de pesquisa telefonaram para convidar e conversar sobre a importância da participação de todos os moradores locais identificados (por vezes, foi necessário ligar por repetidas vezes até ser possível o contato). No entanto, as respostas à pergunta sobre “Como você ficou sabendo da oficina?” demonstraram que essa ação foi pouco efetiva em mobilizar a comunidade a participar. Dessa forma, tal estratégia foi descartada em eventos futuros.

d) Devolutiva

Para sensibilizar e informar a comunidade local, após a realização do I Encontro, os pesquisadores elaboraram pôsteres com os resultados do evento e instalaram na Praia do Altivo. O grupo permaneceu na praia durante dois dias consecutivos e trocou informações com as pessoas que visitaram o local. No entanto, assim como no item acima, essa ação foi pouco efetiva em mobilizar a comunidade a participar e não foi mais utilizada nos eventos subsequentes.

e) Divulgação “porta-a-porta” para a comunidade do Araçá, com distribuição de convites

Visando ampliar a participação da comunidade local, a partir do II Encontro, pesquisadores passaram a visitar as praias da Baía do Araçá (Praia do Altivo e Praia do Deodato) e os bairros Varadouro, Topolândia e Itatinga, convidando pessoalmente os moradores a participarem do II Encontro. As pessoas foram abordadas diretamente em suas residências ou em locais públicos, quando recebiam um convite impresso e conversavam com os pesquisadores sobre os eventos. Cerca de 15 famílias foram visitadas em cada ocasião.

f) Distribuição do convites em locais de grande circulação da comunidade

Além dos convites entregues pessoalmente, a partir do II Encontro e até o fim do processo, também foram deixados convites em locais de grande circulação, como estabelecimentos comerciais dos

bairros que circundam a Baía do Araçá e pontos de ônibus;

g) Convite pessoal a representantes de instituições públicas

Devido à baixa participação de representantes de instituições públicas identificada no I Encontro, passou-se a realizar o convite por meio de contato pessoal dos membros da equipe com agentes públicos, buscando aumentar a participação do segmento e a diversidade de atores. Tal estratégia foi aplicada no II e III Encontros, no entanto, por mostrar-se infrutífera, foi substituída pelo envio de ofícios.

h) Envio de convites via ofício para órgãos públicos, com release dos encontros anteriores

O envio de convites via ofício (carta registrada com aviso de recebimento) às instituições públicas atuantes no Araçá (nas esferas municipal, estadual e federal) foi iniciado no IV Encontro e mantido até o fim do processo. O convite ressaltava a importância da participação de todos e era acompanhado de *releases* dos encontros anteriores, para fins de contextualização e resgate do processo.

i) Envio de *release* dos encontros anteriores

Com a mudança da fase de diagnóstico para a de planejamento, além do envio do convite, passou-se a enviar ao *mailing* do projeto *releases* com informações sobre o que foi produzido nas oficinas de diagnósticos. Tais *releases* tinham como objetivo possibilitar que pessoas que desejassem se engajar nas atividades durante a fase de planejamento tivessem conhecimento sobre as etapas prévias, facilitando o entendimento de todo o processo.

j) Tenda itinerante

No início da fase de planejamento (IV, V, VI e VII Encontros), optou-se por aproveitar a atividade de convidar as pessoas para os encontros para também divulgar os resultados do diagnóstico, visto que seria importante para as pessoas que haviam participado estarem cientes do que já havia sido produzido durante o processo. Assim, nos dois dias que antecederam o encontro, a equipe instalou uma tenda itinerante onde eram distribuídos os convites e apresentados pôsteres com informações dos encontros anteriores. A tenda foi primeiramente instalada no bairro do Varadouro (ação direcionada à comunidade local) e posteriormente no centro de São Sebastião, próximo à praça central. Em cada dia, além de ficar na tenda, pesquisadores visitaram os estabelecimentos comerciais próximos aos pontos de instalação, distribuindo convites impressos e incentivando as pessoas a visitarem a tenda e participarem do evento. Esta ação, no entanto, demonstrou demandar um grande investimento de tempo e pessoal e ter resultados limitados: poucos dos participantes do IV Encontro indicaram ter sido informados sobre o evento por meio dela. Dessa forma, esta estratégia limitou-se ao IV Encontro.

k) Distribuição de convites e cartazes sobre o evento

Como uma alternativa à tenda, foram elaborados e impressos cartazes de divulgação do evento, que foram afixados ou deixados com os responsáveis com solicitação que o fizessem, em locais de grande circulação, tanto dos bairros vizinhos à Baía do Araçá como na região central de São Sebastião (pontos de ônibus, painéis de avisos, restaurantes, bares, lojas e outros estabelecimentos comerciais). Adicionalmente, na avaliação do IV Encontro, os participantes sugeriram que a divulgação fosse reforçada em faculdades e cur-

tos técnicos da região. Atendendo a essa demanda, a partir do V Encontro o convite passou a ser estendido a essas instituições, sendo o cartaz de divulgação e os *releases* dos eventos enviados por *e-mail* para a direção dessas instituições, com a solicitação de ampla divulgação;

l) Criação de evento no *Facebook*

Os usos de mídia social para aumentar a divulgação dos eventos foi empregado a partir do II Encontro, por iniciativa individual de algumas das pessoas que sabiam e apoiavam o evento (pesquisadores, centros de pesquisa, lideranças caiçaras, sociedade civil, mídia etc.). A partir do V Encontro, tal iniciativa foi formalmente inserida como uma estratégia de divulgação, com a criação de eventos no *Facebook* para cada encontro subsequente. As páginas dos eventos eram alimentadas semanalmente, divulgando o convite e apresentando fotos e informações dos eventos anteriores;

m) Entrega e recolhimento do Plano Local de Desenvolvimento Sustentável (PLDS)

Com o VI Encontro, finalizou-se a elaboração de propostas para a solução dos problemas do Araçá, sendo que foi agendado um último encontro para validar todas as propostas. Como material de apoio para este último encontro, foi produzido um documento síntese, apresentando todo o processo de construção, a caracterização dos problemas trabalhados, as soluções propostas e os responsáveis por ajudar a implementar as ações. O intuito era que o documento fosse lido e complementado pelos atores regionais, tanto os que haviam participado do processo como os que ainda não tivessem contribuído. O documento foi amplamente distribuído, enviado por *e-mail* para o *mailing* do projeto e da APAMLN, para as faculdades e cursos técnicos locais, para as instituições públicas com o envio de ofícios, impresso e entregue em mãos a alguns atores e deixado em local de grande circulação no centro de São Sebastião, para chegar a pessoas que não tivessem acesso à internet, sendo recolhido após 15 dias. A distribuição e recolhimento desse documento também foi aproveitada como uma estratégia de mobilização, quando os pesquisadores interagiam e explicavam para as pessoas que recebiam o documento todo o processo realizado, encorajando-as, especialmente as que não haviam se envolvido até então, a ler o documento, propor alterações ou complementações e participar do VII Encontro.

Uma outra estratégia para a mobilização foi a escolha dos locais, datas e horários das oficinas. O I Encontro foi realizado no Centro Comunitário da Topolândia, próximo à Baía do Araçá, e contou com a participação de 41 pessoas, principalmente representando instituições de ensino e pesquisa. Na ocasião, foi solicitada a indicação do melhor dia da semana e período para a realização dos eventos. A maioria dos participantes sugeriu que os encontros acontecessem durante os finais de semana e no período da tarde. Considerando essa indicação e o foco em atingir e facilitar a participação dos moradores dos arredores da baía, a equipe decidiu realizar os encontros seguintes durante finais de semana, na Praia do Altivo, localizada na Baía do Araçá, estratégia que foi mantida durante toda a fase de diagnóstico.

Após três encontros de diagnóstico, iniciou-se a fase de planejamento. Para esta fase, além da participação da comunidade, que foi muito incentivada inicialmente, também era importante alcançar um maior envolvimento dos outros segmentos sociais (outros integrantes da sociedade civil, dos órgãos públicos das três esferas de governo e das instituições de pesquisa), o que não estava acontecendo com a realização dos eventos na Praia do Altivo e durante o fim de semana. Como no início da fase do planejamento a comunidade já estava mais engajada, optou-se por mudar o local e dia dos encontros, a fim de favorecer o acesso de outros participantes. Dessa forma, os encontros passaram a ser realizados no Observatório Ambiental de São Sebastião, localizado na região central do município e, inicialmente, em dias úteis. A mudança de local ampliou a participação de outros segmentos, em especial o de moradores de outros bairros de São Sebastião. No entanto, a participação de representantes de instituições públicas e empresas privadas, após um

aumento pontual no IV Encontro, voltou a números próximos aos alcançados nas oficinas de diagnóstico do Encontro seguinte. Assim, a partir do VI Encontro, atendendo a uma solicitação dos participantes do encontro anterior, as oficinas voltaram a ser realizadas no sábado à tarde, com vistas a favorecer a participação de alunos e professores dos cursos noturnos das faculdades da região e das pessoas que trabalham no sábado de manhã.

Além de todo o investimento no processo de mobilização, o apoio e a participação ativa e contínua de algumas lideranças comunitárias foram fundamentais para garantir a presença de grande parte dos participantes nos Encontros. O questionário aplicado para entender os motivos da participação indicou que as lideranças acreditaram no processo e mobilizaram as pessoas da comunidade da Baía do Araçá e demais moradores de São Sebastião.

16.4 CIRCUNSTÂNCIAS QUE INFLUENCIARAM A MOBILIZAÇÃO E A PARTICIPAÇÃO

No processo de mobilização e discussão participativa é importante buscar aproximação com outros processos participativos em andamento, além de compreender os motivadores que podem ser considerados para estimular a participação. Essa aproximação deve fazer parte da estratégia de elaboração de um PLDS e necessita de recursos humanos e financeiros específicos.

Para divulgar o projeto *Biota-Araçá* e motivar a comunidade a participar da elaboração do PLDS, além das atividades relacionadas ao processo de elaboração do PLDS da Baía do Araçá, relatadas anteriormente, outras oportunidades relacionadas à demandas socioambientais e eventos locais e outras atividades do projeto *Biota-Araçá*, também foram aproveitadas para mobilização social (Figura 16.4).

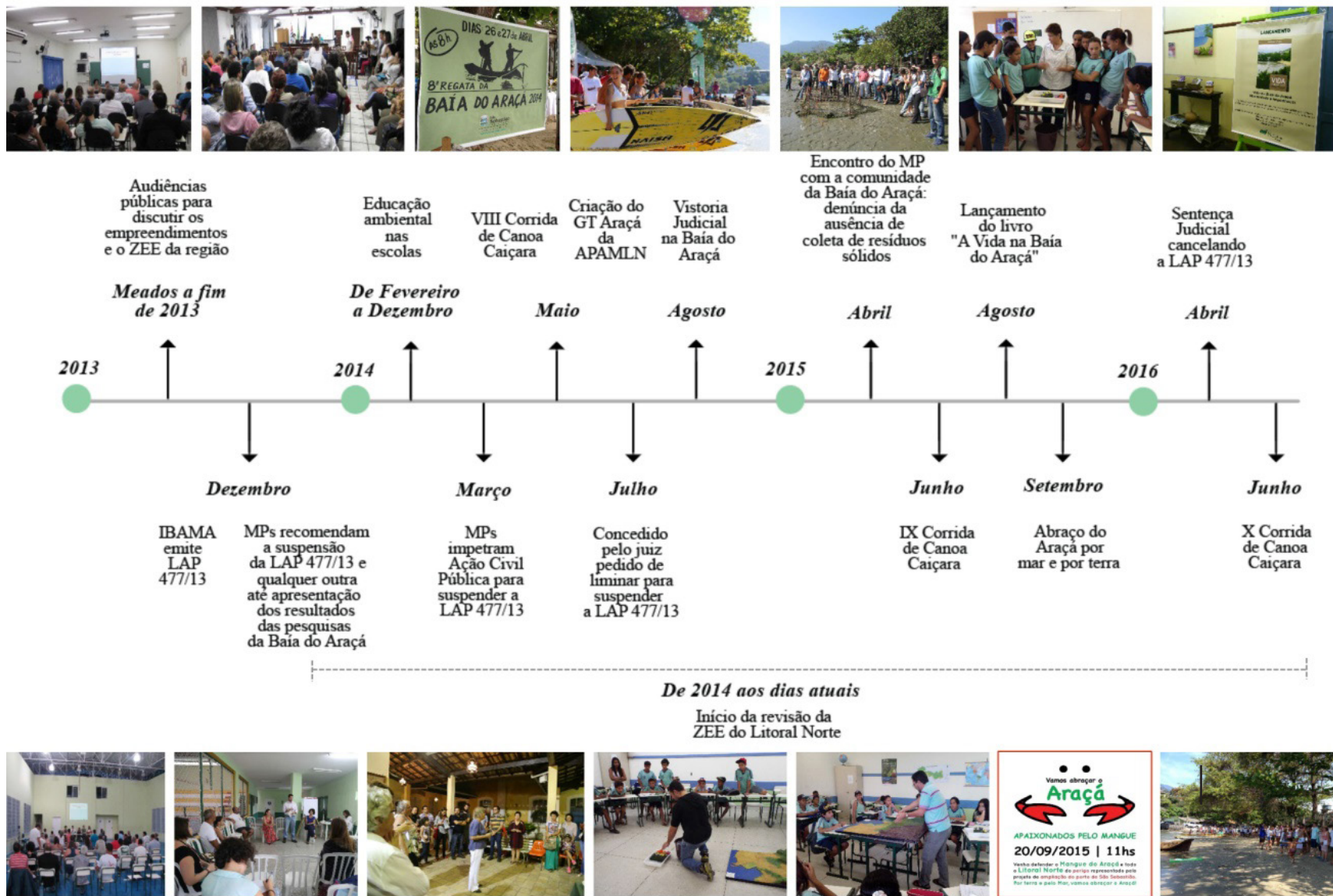


Figura 16.4. Linha do tempo dos eventos ocorridos durante o processo de construção do Plano Local de Desenvolvimento Sustentável da Baía do Araçá que contribuíram para a mobilização social.

Dentre os eventos regionais, destacou-se a discussão sobre as grandes obras previstas para o Litoral Norte de São Paulo, em especial sobre o projeto de expansão do Porto de São Sebastião. Em face a esse cenário, o Ministério Público do Estado de São Paulo (MPSP), por meio do Grupo de Atuação Especial de Defesa do Meio Ambiente (GAEMA) e da Promotoria de Justiça de Ilhabela e São Sebastião, e o Ministério Público Federal (MPF), por meio da Procuradoria da República em Caraguatatuba, solicitaram apoio da sociedade civil e do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (IOUSP) para organizar quatro audiências públicas nos municípios de Ilhabela, São Sebastião, Caraguatatuba e Ubatuba, em meados de 2013. As audiências buscaram promover uma discussão sobre o conjunto de empreendimentos existentes, em construção e pretendidos para o Litoral Norte, dentre eles: a duplicação do Píer da Petrobras, a ampliação do Porto de São Sebastião, o novo contorno da Rodovia dos Tamoios entre as cidades de Caraguatatuba e São Sebastião e a revisão do Zoneamento Ecológico Econômico Costeiro do Litoral Norte, bem como colher informações a respeito dos seus impactos socioecológicos. Pesquisadores do projeto *Biota-Araçá* participaram ativamente da organização e execução desses encontros.

A discussão, focada no projeto de expansão do Porto de São Sebastião, foi intensificada em dezembro de 2013, quando o IBAMA emitiu a Licença Ambiental Prévia (LAP) que autorizava a obra de ampliação apesar das discussões e questionamentos da sociedade civil e academia, além daqueles oriundos das audiências públicas realizadas pelo MPF e MPSP. Tal fato culminou em uma Ação Civil Pública (ACP), impetrada pelos Ministério Público do Estado de São Paulo e Ministério Público Federal, solicitando o cancelamento da LAP, cuja sentença foi favorável aos autores.

Entre a fase de audiências públicas, realizadas no final de 2013, e a sentença judicial favorável, proferida em abril de 2016, vários acontecimentos possibilitaram divulgar o projeto *Biota-Araçá*: as corridas de Canoa Caiçara, realizadas anualmente na Baía do Araçá; a criação e as subsequentes reuniões do Grupo de Trabalho – Araçá dentro do Conselho da APAMLN; a vistoria judicial realizada pelo Juiz Federal com o IBAMA, Companhia Docas de São Sebastião, Ministério Público, comunidade da Baía do Araçá e pesquisadores para conhecer a baía e sanar dúvidas sobre o licenciamento ambiental referente às obras de expansão do Porto e seus impactos socioambientais futuros; e o manifesto de apoio à Baía do Araçá intitulado “Abraço por terra e mar da Baía do Araçá”.

A realização do “Abraço por terra e mar da Baía do Araçá”, por exemplo, favoreceu a divulgação do II Encontro, realizado na tarde do mesmo dia. Com a parceria dos organizadores desse “abraço”, um carro de som circulou pelas ruas dos bairros da Topolândia e Varadouro no dia do evento, convidando os moradores a participarem de ambos os acontecimentos. Para compor o anúncio do carro de som, foi gravado um *jingle* com um *rap* de autoria de um representante da comunidade caiçara, apresentando a biodiversidade da baía (Box 1). Essa ação ilustra a importância de conexões com atores locais e suas manifestações culturais, que fortalecem a relação de confiança e estimulam a participação no processo.

Box 1 - S.O.S. Mangue do Araçá. Autor: Riva DeciBeis

Atenção! Atenção! Atenção! Atenção!

Tão querendo aterrar o mangue do araçá!

Não, não, não!

Tão querendo aterrar o mangue do araçá!

Atenção! Atenção! S.O.S. Mangue do Araçá!

Mangue do Araçá tem vida em todo lugar

Tem vida em todo lugar, se você não acredita

Venha cá, venha cá, natureza e a paz tem que reinar

Aqui tem vida sim! S.O.S. Mangue da Araçá natureza viva

Vida em toda parte e a quem duvida? Chega aí pisa na lama

Que tu vai ver, vida em toda parte, aí pode crer

Atenção! Atenção! Atenção! Atenção!

S.O.S Mangue do Araçá! S.O.S Mangue do Araçá!

Tão querendo aterrar o mangue do araçá!

Não, não, não!

Dentre as ações promovidas pelo projeto *Biota-Araçá* que também auxiliaram a mobilização social, destacam-se: a construção coletiva de atividades de educação ambiental, com professores e coordenação na Escola Municipal da Topolândia (Santos *et al.*, *in press*); a facilitação de um encontro entre a comunidade do Araçá e agentes do Ministério Público Estadual para discutir a coleta de resíduos sólidos da região; a publicação do livro “*A vida na Baía do Araçá*” (Amaral *et al.* 2015), de um *folder* sobre as aves e outro sobre o manguezal, de um catálogo sobre os peixes da baía e de vários documentos e artigos científicos. Essas ações contribuíram para a discussão das alterações previstas e das já realizadas na Baía do Araçá, na medida em que forneceram dados científicos sobre a área. Além das ações, membros do projeto participaram em reuniões que subsidiaram os autores da Ação Civil Pública questionando a proposta de ampliação do Porto de São Sebastião.

As atividades descritas acima ilustram a relação estabelecida entre os pesquisadores e os diferentes setores da sociedade, em momentos distintos. É importante salientar que a presença constante de pesquisadores na região do estudo foi estruturante para o desenvolvimento das ações. A inserção dos pesquisadores nos movimentos/eventos/ações locais só foi possível porque, ao longo dos quatro anos de pesquisa, havia pesquisadores residindo na região e interagindo com a comunidade frequentemente. A participação dos pesquisadores do projeto *Biota-Araçá* em diferentes atividades de pesquisa que envolviam entrevistas com a comunidade, também permitiu a identificação e interação com atores-chave e, dessa forma, o reconhecimento do projeto como uma pesquisa estruturante para a Baía do Araçá, consolidando assim sua presença e boa relação com a região.

O contexto regional, de 2013 a 2016, foi oportuno para promover a construção coletiva do PLDS, uma vez que os atores estavam discutindo, em diferentes fóruns, assuntos relacionados aos cenários atual e futuro da região.

Uma questão relevante foi o momento político no qual os encontros foram realizados. O processo de construção do PLDS teve seu desfecho há apenas um mês das eleições municipais de 2016 e, em alguns encontros, ocorreu a presença de candidatos a cargos públicos municipais, o que foi uma oportunidade para a identificação das ações previstas no PLDS e internalizá-las na gestão municipal. A presença de candidatos a cargos políticos nessas reuniões é importante porque dá oportunidade a eles de se inteirarem das demandas da comunidade, porém também podem gerar desconfiança nos demais participantes, que eventualmente os identificam como oportunistas.

16.5 ESTRATÉGIA PARA O DIAGNÓSTICO E PLANEJAMENTO PARTICIPATIVOS

Como dito anteriormente, o processo de elaboração do PLDS da Baía do Araçá contou com duas fases estruturantes, uma de diagnóstico e outra de planejamento participativo. Com o propósito de atender aos objetivos de cada fase, foi desenvolvida uma estrutura para os encontros de forma a acomodar as demandas necessárias para a promoção de um processo participativo e de estratégias para trabalhar os temas necessários.

16.5.1 Estrutura dos encontros

A criação de um ambiente acolhedor, agradável, transparente e confiável foi muito importante para que as pessoas se sentissem à vontade para participar de todo o processo de elaboração do PLDS. Foi importante pensar nos detalhes estruturais, (escolha e organização do local das oficinas; fornecimento de alimentação), metodológicos (definição de estratégias que auxiliassem na obtenção dos resultados esperados; produção de material de apoio) e operacionais (existência de uma equipe qualificada para organizar e desenvolver as atividades planejadas).

Apesar do objetivo final estar delimitado desde o início do processo de construção do PLDS, a estrutura dos encontros foi sendo adaptada ao longo do mesmo. Durante o planejamento do I Encontro, o formato utilizado seguia um modelo mais tradicional de palestras de especialistas apresentando seus trabalhos, com pouco envolvimento ativo dos participantes. Após muitas discussões e reflexões, contudo, concluiu-se que as reuniões deveriam ser mais informais, utilizando-se linguagem também informal. Assim, o I Encontro foi organizado de forma lúdica, propiciando uma postura mais ativa dos participantes que, ao invés de ficarem sentados recebendo informações, foram convidados a se movimentar e a expressar livremente seus pensamentos, angústias e dúvidas, registrando-os em painéis distribuídos no espaço da oficina. Essa experiência imprimiu na equipe um novo modo de pensar os Encontros, cujo roteiro geral está descrito adiante.

Outro ponto importante foi a definição do tempo de duração de cada Encontro. Os temas a serem debatidos eram complexos e demandavam longos períodos para discussão e aprofundamento. No entanto, sabia-se que as pessoas não tinham tempo para participar de eventos longos ou que se estendessem por dias seguidos. Assim, a programação dos encontros não ultrapassou quatro horas e sempre houve um intervalo de pelo menos um mês entre cada evento.

Roteiro dos encontros

Recepção dos convidados

Ao chegarem no local do evento, os participantes eram recepcionados e convidados a fornecer dados pessoais para o registro e alimentação do *mailing* do projeto (nome, município de residência, *e-mail*, telefone, ocupação/instituição e *Facebook*) e a assinar uma autorização de uso de imagem. Após isso, receberam uma etiqueta de identificação.

Ainda durante a recepção, os participantes respondiam o questionário de mobilização citado anteriormente e eram direcionados aos espaços onde os materiais de comunicação ou de resultados de oficinas anteriores ficavam expostos. Esses materiais variaram de reunião para reunião (ver o item Espaço de apoio).

Abertura

A abertura começava com palavras de boas-vindas, seguidas por uma atividade de acolhimento ou “quebra-gelo”. Para esta última, a fim de promover a descontração e interação entre os participantes e voltar suas atenções para as questões da oficina, diferentes propostas, como alongamento, músicas e dinâmicas lúdicas, foram conduzidas por membros da equipe ou pelos próprios participantes. Em seguida, os objetivos e o funcionamento das oficinas e dos processos de elaboração do PLDS eram apresentados, respondendo a pergunta “Por que estamos aqui?”. Passava-se então à apresentação dos participantes e do acordo de convivência, necessário à promoção de um ambiente de respeito e livre manifestação (Box 2). Nesse momento também era informado aos participantes que as discussões seriam gravadas para auxiliar na elaboração do relato da reunião.

Box 2: Acordo de Convivência pactuado nos Encontros Abertos da Baía do Araújo.

- A opinião de todos é muito valiosa;
- Todos terão oportunidade de falar, mas devem permitir que os outros falem e procurar entender e respeitar seus pontos de vista;
- Independentemente do consenso, todas as opiniões serão registradas;
- Os participantes devem usar bem o tempo e ser objetivos.

A apresentação dos participantes foi feita de forma a identificar os setores presentes nos encontros (poder público, ensino e pesquisa, iniciativa privada, terceiro setor e comunidade). Quando a oficina demandava a divisão dos participantes em grupos, eles recebiam uma identificação (adesivo colorido) indicando o grupo do qual deveriam participar, fosse ele de um mesmo segmento ou mistos.

Durante a abertura também era apresentada a agenda do evento, seus objetivos, os horários de início e término, as discussões e as atividades tratadas nos eventos anteriores e o que seria realizado naquele evento, procurando balizar as expectativas dos participantes quanto ao seu objetivo.

Realização das atividades em grupo

Como estratégia de discussão dos temas de cada oficina, os participantes trabalharam em grupos de 6 a 10 pessoas. As discussões foram conduzidas por um moderador e um co-moderador que controlavam/administravam o tempo das atividades e incentivavam o envolvimento e a manifestação de todos os participantes. Cada grupo contou com um relator que registrava as discussões.

Apresentação dos resultados das atividades dos grupos em plenária

Os resultados produzidos por cada grupo eram apresentados e debatidos em plenária, e, nesse momento, todos os participantes podiam opinar e complementar o trabalho dos demais, buscando firmar consenso acerca das informações produzidas. Esta etapa do encontro também foi registrada por um relator.

Encerramento

Nesta etapa, foi feita a avaliação das atividades, relatando-se pontos positivos e negativos e o que poderia ser melhorado para o próximo evento. Por fim, eram apresentados os próximos passos do processo de construção do PLDS e executada uma última atividade lúdica. Como forma de propiciar a interação entre os participantes e promover a cultura e os artistas locais, ao final de cada evento buscou-se identificar, entre os participantes, membros da comunidade do Araçá para executar a atividade lúdica, como apresentação de música ou leitura de textos, poemas e pasquim (texto em sátira, tradicional da cultura caiçara).

Espaços de apoio

Os espaços de apoio, como painéis, recepção infantil e os espaços para alimentação, utilizados nos eventos foram importantes para agregar os participantes durante as oficinas, promover a divulgação das informações produzidas e a conscientização ambiental (principalmente para crianças) (Figura 16.5)



Figura 16.5. Espaços e atividades de apoio utilizados nos eventos: (A) Painéis para complementação das informações; (B) Recepção infantil; (C) Alimentação; (D) Recursos humanos; (E) Registros dos eventos; (F) Elaboração de materiais de apoio. *Fotos:* Fernanda T. Stori

Painéis para complementação das informações levantadas nos eventos

Embora a cada acolhida os participantes fossem convidados a conhecer os materiais em exposição e complementá-los, poucas pessoas o faziam voluntariamente, sendo necessário um estímulo por parte da equipe para que isso acontecesse.

Recepção infantil

Para o I Encontro, não havia sido planejado um espaço específico para as crianças que acompanhavam os participantes, tendo sido deslocado um membro da equipe para conduzir as atividades recreativas. A partir do II Encontro, a presença de crianças passou a ser prevista e foi criado o Espaço Criança, com membros da equipe especialmente dedicados a ele. Em um primeiro momento, o Espaço Criança proporcionava atividades lúdicas, como desenhos para colorir, jogos educativos e brincadeiras, mas ao longo dos eventos, com atendimento a mais crianças, ele foi aperfeiçoado, passando a constituir uma proposta efetiva de educação ambiental, baseada no conceito de “ensino por investigação” (Carvalho *et al.* 2013).

Alimentação

Um espaço com frutas, salgados, bolos, biscoito doce e salgado, sucos e água foi disponibilizado durante cada encontro, otimizando o tempo do evento e facilitando a dinâmica das atividades (por serem contínuas, sem intervalos). O espaço de alimentação serviu para aproximar as pessoas e a troca de ideias a respeito dos temas debatidos.

Recursos Humanos

A necessidade de uma equipe numerosa, qualificada e comprometida se fez presente durante todo o processo de construção do PLDS da Baía do Araçá (Figura 16.2). Por exemplo, durante a recepção e acolhida dos participantes, foram necessárias várias pessoas para fazer as inscrições, entrevistar os participantes e auxiliá-los na observação e complementação dos materiais expostos. Dispor de duplas de moderação e de relatores foi fundamental para a condução das atividades dos grupos, das plenárias, da manutenção do acordo de convivência e do registro fiel e detalhado dos eventos, que contribuiu não apenas para o processo de construção do PLDS, mas também para ser utilizado em pesquisas específicas do projeto *Biota-Araçá*.

À medida que as oficinas foram ficando mais complexas, foi necessária a divisão em mais grupos, e o envolvimento de mais moderadores e relatores. Na fase de planejamento existiam quatro grupos, cada um com um moderador, um co-moderador e um relator. Ao moderador cabia a condução da atividade com o grupo, explicando o objetivo e as dinâmicas da atividade, promovendo e garantindo a participação de todos e sintetizando as falas dos participantes (os resultados das oficinas). Já ao co-moderador cabia auxiliar o moderador com a síntese das ideias, garantindo o registro da fala de todos os atores nos grupos, e preencher os painéis para subsequente apresentação dos resultados em plenária. O relator era o responsável pelo registro das falas dos integrantes e da lógica desenvolvida pelo moderador, registro que serviu, posteriormente, para análise das discussões realizadas.

Registro dos eventos por meio de áudio, foto e vídeo

Além da relatoria, os eventos foram registrados por meio de fotografias e gravações em áudio e vídeo, documentando-se todo o processo. Para os registros em áudio, foram utilizados gravadores distribuídos durante as plenárias e também nos grupos de trabalho. Essa ferramenta foi fundamental para dar suporte à elaboração dos relatórios de cada reunião, permitindo maior detalhamento dos registros.

Os registros fotográficos foram instrumento importante para a validação posterior das oficinas, auxiliaram na análise do processo e contribuíram para a divulgação do que foi realizado. As fotografias foram incluídas nos *releases* enviados por *e-mail* e nas redes sociais (como nos eventos e na página do PLDS no *Facebook*). O registro em vídeo também auxiliou a produção de material de divulgação e eventuais análises e verificações de informação. Ao final, de todos os encontros foram editados no formato de *teaser (slide show)*, o que possibilitou a divulgação do trabalho realizado a todos os participantes e interessados no processo de construção do PLDS e em eventos científicos.

Elaboração de materiais de apoio e informativos

Todos os eventos foram planejados de forma a captar as diferentes opiniões dos participantes. Para tanto, foi necessária a confecção de materiais de apoio e de informativos, elaborados pela equipe e utilizados nas devolutivas e para complementação durante os encontros.

Considerando que os eventos foram realizados em diferentes espaços físicos, os materiais precisavam ser suficientemente versáteis, exigindo esforço significativo da equipe para essa adequação. Esses materiais tiveram um papel central no processo pois, além de apresentarem registros das atividades realizadas em oficinas anteriores, ou informações produzidas pelo projeto *Biota-Araçá* em linguagem acessível, foram utilizados nas atividades em grupo ou plenárias.

16.5.2 Diagnóstico participativo

O diagnóstico participativo foi realizado com base em conceitos e ferramentas flexíveis, adaptados às diferentes abordagens e oficinas realizadas. Procurou ser um processo que considerasse a reflexão conjunta entre pesquisadores e comunidade local, com base no acolhimento das pessoas e respeito a suas opiniões, como indicado por Vieira (2003) para processos participativos.

O PLDS da Baía do Araçá procurou captar o entendimento dos usuários da baía acerca do que é o Araçá. Para tanto, foram realizadas atividades que identificaram as percepções e o conhecimento local dos atores, promoveram a troca de experiências entre eles, definiram os limites territoriais da área do Araçá e identificaram suas potencialidades, fragilidades e importância (representadas pelos bens e serviços ecossistêmicos prestados pela baía), bem como os problemas enfrentados por ela. A descrição detalhada dos temas abordados e das estratégias usadas nas oficinas dessa etapa estão apresentadas a seguir.

Levantamento de informações e compartilhamento do conhecimento

Para identificar o que os atores envolvidos com a Baía do Araçá conheciam sobre o local e sua importância, bem como suas opiniões e expectativas em relação a ela, foram formuladas seis questões no I Encontro Aberto:

- Porque o Araçá é importante?
- O que você não gosta no Araçá?
- O que você quer saber sobre o Araçá?
- O que você pode fazer pelo Araçá?
- Que futuro você deseja para o Araçá?
- Quem está faltando aqui?

Cada pergunta foi escrita em um painel, no qual os participantes puderam registrar respostas enquanto se deslocavam livremente pelo espaço do evento (Figura 16.6). Para estimular a participação e auxiliar a atividade, em cada painel havia um membro da equipe. As perguntas visavam despertar o interesse das pessoas em participar da discussão que se iniciava, proporcionando um momento de reflexão sobre o Araçá e a participação de todos na discussão sobre seu futuro.

Para resgatar a história da baía e promover reflexões, foram elaborados: um pôster com fotos antigas do Araçá e uma linha do tempo relatando as grandes transformações que ali ocorreram.



Figura 16.6. Imagens dos painéis montados para o registro das respostas às perguntas do I Encontro.

Definição dos limites territoriais e identificação das potencialidades e fragilidades

Os limites geográficos, as potencialidades e as fragilidades da Baía do Araçá foram tratados no II Encontro utilizando-se as questões orientadoras: “Qual é o nosso Araçá?” e “Quais as características atuais e futuras do Araçá?”.

Procurando diferenciar o entendimento das importâncias e problemas da Baía do Araçá entre pessoas da comunidade local (que têm intimidade com o ambiente em seu dia a dia) e os demais atores sociais, optou-se por separar os participantes em dois grupos: o primeiro, composto por moradores da baía e dos bairros adjacentes e o segundo, formado pelos demais participantes (moradores de outras localidades de São Sebastião, representantes de instituições públicas, ONGs, pesquisadores e estudantes).

I. Qual é o nosso Araçá?

Apesar de a Baía do Araçá estar dentro da área de abrangência da APAMLN, sua delimitação até aquele momento não era clara. Tal delimitação é fundamental para que se possa discutir os impactos ambientais provenientes dos empreendimentos instalados e/ou previstos e para que a APAMLN possa realizar seu Plano de Manejo (que se encontrava em elaboração durante o processo de construção do PLDS). De forma semelhante, essa delimitação também é importante para a definição da área de atuação do PLDS.

Em um primeiro momento, cada participante recebeu um mapa em papel da porção central do Canal de São Sebastião com a representação da linha de costa, e foi solicitado que desenhassem os limites do que entendiam por “Área do Araçá”. Em seguida, cada participante apresentou aos demais sua proposta de delimitação, justificando sua opinião.

Com base em todas as propostas, os facilitadores traçaram uma primeira proposta coletiva dos limites da baía, utilizando uma imagem de satélite afixada em painel. Posteriormente foi feita ampla discussão para se chegar a uma delimitação inclusiva, consensual e que atendesse à percepção coletiva (Figura 16.7).



Figura 16.7. Atividade para a delimitação da área do Araçá durante o II Encontro Aberto: (A) Discussão coletiva; (B) Proposta de delimitação da área.

II. Características atuais e futuras do Araçá

Considerando a área delimitada, foram identificadas suas potencialidades (pontos positivos) e fragilidades (pontos negativos) utilizando um modelo de análise estratégica, intitulado matriz SWOT (Box 3).

Para facilitar a sua compreensão pelos participantes, a matriz SWOT foi adaptada, sendo cada um de seus itens substituído pelas perguntas: “O que tem/acontece de bom no/para o Araçá, hoje?” (fortalezas); “O que tem/acontece de ruim no/para o Araçá, hoje?” (fraquezas); “O que pode ter/acontecer de bom no/para o Araçá, amanhã?” (oportunidades); “O que pode ter/acontecer de ruim no/para o Araçá, amanhã?” (ameaças).

Box 3: Análise SWOT

A análise SWOT (Strengths/fortalezas, Weaknesses/fraquezas, Opportunities/oportunidades, e Threats/ameaças) baseia-se na construção de um diagrama, na forma de matriz (Figura 16.8), que permite agrupar informações obtidas em conjunto, de acordo com sua posição (interna ou externa ao objeto de análise, no nosso caso, a Baía do Araçá) e sua relação com o desenvolvimento local (positiva ou negativa) (Pickton & Wright 1998). A partir da distribuição dos componentes analisados, é possível ter uma percepção mais clara dos fatores identificados, facilitando a tomada de decisão (Buarque 2008). Assim, a análise pode fornecer informações para as fases de diagnóstico e planejamento em processos de gestão costeira integrada, especialmente em áreas ameaçadas, com a presença de conflitos socioambientais, apontando as potencialidades e as fragilidades de uma região, conhecimento básico para a proposição de ações relativas aos problemas ou para promoção das potencialidades.

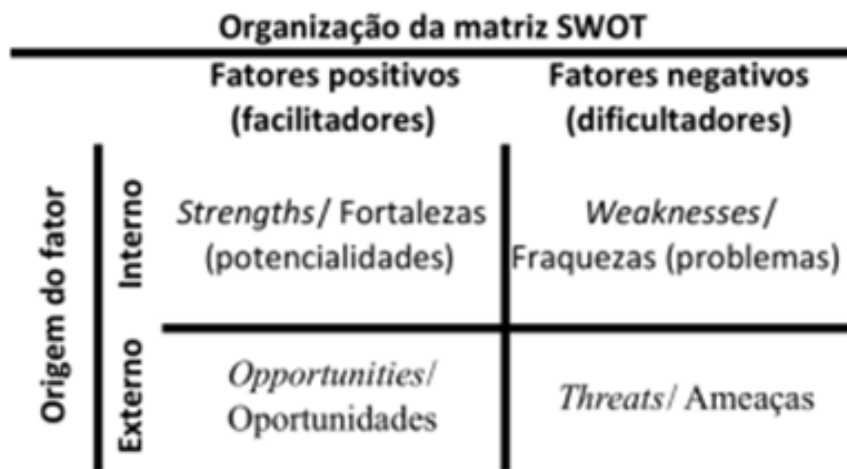


Figura 16.8. Esquema de organização da matriz SWOT. Adaptado de Buarque (2008).

As respostas dos participantes foram registradas em papéis coloridos (*post-its*) e coladas na imagem de satélite usada para a delimitação da região. Para todas as quatro perguntas, cada participante recebeu três bolinhas adesivas destinadas a priorizar as principais potencialidades e fragilidades identificadas, podendo colá-las nos itens que escolhesse (Figura 16.9). Desse modo, foi possível identificar os aspectos positivos e negativos da Baía do Araçá considerados mais importantes pelos usuários.



Figura 16.9. Discussão realizada no II Encontro Aberto para identificar os pontos positivos e negativos da Baía do Araçá e priorização dos principais pontos (adesivos coloridos) acordo com os participantes, considerando: (A) O que tem/acontece de bom no/para o Araçá, hoje; (B) O que tem/acontece de ruim no/para o Araçá, hoje; (C) O que pode ter/acontecer de bom no/para o Araçá, amanhã; (D) O que pode ter/acontecer de ruim no/para o Araçá, amanhã; (E, F) Discussão coletiva.

Identificação de bens e serviços ecossistêmicos, problemas e potencialidades

Uma vez definida a área do Araçá e seus aspectos positivos e negativos, era importante compreender o que promove sua importância. Assim, no III Encontro Aberto, o conceito de serviços ecossistêmicos (SE) (Box 4) foi aplicado para analisar os processos e as relações socioecológicas que os produzem e mantêm. Considerando que o conceito de SE é complexo, optou-se por usar a terminologia “importâncias”, e conduzir a discussão com base na questão “O que o Araçá faz por nós?”. Na discussão, foram apresentadas importâncias previamente levantadas (em encontros anteriores e na literatura; Mani-Peres 2013, Santos 2012, Oliveira 2013, Carrilho 2016, Nunes 2015, Mani-Peres *et al.* 2016), que foram complementadas, priorizadas (utilizando bolinhas adesivas) e usadas para identificar aspectos da estrutura e do funcionamento do ecossistema que promovem os SE (Figura 16.10).



Figura 16.10. (A) Apresentação dos serviços fornecidos/proporcionados pela Baía do Araçá, levantados em várias etapas do projeto *Biota-Araçá*; (B) Complementação da lista pelos participantes da oficina. *Fotos:* Fernanda Stori

Box 4: Serviços Ecosistêmicos

Os serviços ecossistêmicos (SE) expressam os benefícios obtidos dos ecossistemas pelo ser humano, ou seja, do contexto biofísico e dos processos ecológicos (de Groot *et al.* 2010, Bennet *et al.* 2015). A manifestação dos SE nas zonas costeiras é um elemento fundamental para entender o que os recursos naturais trazem para os modos de vida das comunidades e como essas são afetadas por variações ambientais, uma vez que dependem diretamente e/ou exclusivamente da exploração desses recursos (Allison & Ellis 2001).

Atualmente, entende-se que, para ser efetiva, a gestão não deve focar em um único recurso ou atividade, mas considerar o ecossistema como um todo. A proposta de realizar uma “Gestão Baseada no Ecossistema” (do inglês *Ecosystem Based Management* – EBM) leva em conta a interconexão e a interdependência dos componentes ecológicos, sociais e de governança dos ecossistemas (Arkema *et al.* 2006, Curtin & Pallezo 2010, Long *et al.* 2015). Assim, SE é um conceito-chave para o entendimento e promoção da sustentabilidade (Cowling *et al.* 2008).

Frente à falta de informações e às recentes pressões socioeconômicas e ambientais que os ecossistemas (como a Zona Costeira) vêm sofrendo, os SE atuam como incentivos para a conservação da natureza e para a busca do bem-estar das populações (Balmford *et al.* 2002). Eles podem ser utilizados como uma linguagem comum para a EBM (Granek *et al.* 2010) aprimorando a comunicação entre os grupos de interesse e facilitando negociações.

O entendimento de como os usuários afetam os SE e são afetados pela ausência deles configura uma solução para melhorar estratégias de manejo participativo de recursos naturais (Bennet *et al.* 2015). Para se chegar a esse entendimento, é preciso, primeiramente, conhecer a importância dos SE, bem como as características dos ecossistemas (estruturas e processos) a eles relacionados, atividades realizadas pelo projeto *Biota-Araçá*.

Após a priorização dos SE, ocorreu uma discussão sobre quais características do ecossistema os promoviam, considerando os três serviços mais selecionados pelos participantes. Entender essas características permitiu que as pessoas compreendessem que as alterações já realizadas e as previstas para a baía afetam os benefícios por ela fornecidos, ou seja, permitiu que os participantes utilizassem os conhecimentos sobre a estrutura e o funcionamento (processos) da Baía do Araçá para entender como um benefício é originado, mantido e como pode ser perdido com mudanças das características naturais. Essa visão sistêmica, amparada pelo conhecimento tradicional dos participantes, constituiu a chave para as discussões posteriores,

principalmente para a proposição de soluções relativas aos problemas identificados.

16.5.3 Planejamento participativo

Identificação de soluções para os problemas

Visando evitar a repetição e facilitar o entendimento dos participantes, os problemas levantados ao longo do diagnóstico participativo foram agrupados em 12 grandes temas, que foram priorizados (Figura 16.11), novamente, com o auxílio de bolinhas adesivas. Durante as oficinas de planejamento, os participantes foram divididos em quatro grupos com diferentes segmentos, para que os problemas fossem caracterizados considerando diferentes visões, percepções e vivências. Por meio das discussões do grupo, foi montada uma tabela com as características, propostas de solução e responsáveis em ajudar a solucionar cada problema, que foi posteriormente apresentada em plenária para complementação pelos demais participantes.



Figura 16.11. Realização dos encontros de planejamento participativo em diferentes momentos durante os Encontros abertos IV, V e VI: (A) Acolhida dos participantes; (B e C) Priorização dos problemas identificados na Baía do Araçá; (D) Discussão em grupo; (E) Discussão em plenária. *Fotos:* Fernanda Stori

Validação das soluções identificadas

As informações derivadas dos IV, V e VI Encontros foram sistematizadas em uma minuta do PLDS e disponibilizadas, por 15 dias, para consulta pública visando receber complementações.

Além dos resultados dos Encontros, o documento continha informações sobre como ele havia sido elaborado e orientações para sua leitura e complementação, considerando: 1. caracterização do problema, detalhes de suas causas e consequências que surgiram do diálogo realizado; 2. sugestões dos participantes para a solução do problema avaliado e, 3. indicação de instituições responsáveis por contribuir com a discussão dos problemas e suas soluções.

As informações recebidas foram consolidadas e levadas para o VII Encontro Aberto do projeto *Biota-Araçá* para validação em plenária, promovendo as discussões finais e dando voz a todos os participantes no momento de fechamento do conteúdo do documento.

No VII Encontro, foi perguntado quem seriam os guardiões do PLDS da Baía do Araçá, ou seja, quem se sentia responsável por levar o plano adiante. Após um amplo debate sobre o papel dos guardiões, seis pessoas se intitularam *Guardiões do PLDS da Baía do Araçá*. Foi explicado que caberia aos guardiões dar início a uma nova fase do PLDS, relativa ao aprofundamento da discussão para o refinamento e implementação das soluções, bem como seu monitoramento e avaliação. Foi sugerido que, nessa nova fase, iniciada a partir do lançamento do plano, seria importante que os guardiões definissem como eles se organizariam e quais estratégias utilizariam para promover a articulação com as instituições que poderiam ajudar na implementação das diretrizes estabelecidas do plano.

Com o término dos debates, todas as informações consensuais foram incluídas e consolidadas na versão final do Plano Local de Desenvolvimento Sustentável da Baía do Araçá (PLDS/ARAÇÁ 2016).

É importante ressaltar que, apesar da definição das linhas gerais de cada fase desenvolvida para o PLDS da Baía do Araçá (mobilização, diagnóstico e planejamento participativo), a princípio, foram planejados quatro eventos e à medida que os resultados foram avaliados, foi necessário um maior número de Encontros para atingir os objetivos respeitando o ritmo da comunidade. Nesse sentido, as definições do número de oficinas, assim como as estratégias e métodos utilizados, devem ser coerentes com os princípios do planejamento adaptativo, o qual fundamenta-se em um processo de avaliação e adaptação contínuas (Vieira 2003).

Quando foi iniciado o processo de discussão participativa, foi preciso atentar ao intervalo de tempo entre cada encontro, ao cumprimento do que foi proposto no início do processo e ao que foi pactuado com os participantes. Falhas nessas questões geram o risco de desmobilizar as pessoas e, dessa maneira, todo o processo (Vieira 2003). Assim, é muito importante que no início de cada evento sejam explicados os objetivos do encontro, o papel dos organizadores e facilitadores e seus limites de atuação e os objetivos e desdobramento do processo como um todo (elaboração do PLDS).

Outra questão importante foi que, apesar de consolidados, os métodos para elaboração do PLDS e do PGI precisaram ser adaptados à realidade local. Devido ao contexto político do Litoral Norte paulista, às características da comunidade e aos limites de tempo do projeto, foi constatado que não seria possível aplicar todos os passos previstos no PLDS e no PGI. Assim, optou-se por seguir as linhas gerais como a mobilização, a construção do diagnóstico e do planejamento participativo.

16.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme detalhado aqui, a equipe do projeto *Biota-Araçá* despendeu um enorme esforço para sensibilizar e engajar os diversos atores sociais que utilizam a Baía do Araçá, por meio de um método par-

ticipativo e adaptativo. O processo descrito buscou integrar ciência, gestão e sociedade, tendo uma atenção especial para com atores frequentemente excluídos dos tradicionais espaços de participação e tomada de decisão, resultando em um documento democrático e abrangente (PLDS da Baía do Araçá), o qual poderá servir de base não somente para seus guardiões, mas para qualquer cidadão ou instituição que queira transformar a realidade local por meio de uma perspectiva dialógica, inclusiva e sistêmica.

O rico processo de elaboração de um PLDS em uma localidade costeira mostrou-se uma estratégia complexa – contudo, eficaz – de gerar um aprendizado coletivo em busca de uma legítima prática de gestão costeira integrada, considerando diferentes etapas, desde a mobilização até o planejamento participativo dos espaços costeiros. O PLDS em si, contendo soluções para os problemas identificados na área trabalhada, é um produto importante na busca da sustentabilidade local. Nesse contexto, o processo participativo é o que confere forças a este documento e promove o envolvimento necessário daqueles que serão responsáveis por sua implantação e gestão. A metodologia aqui descrita permite ser replicada e adaptada a outras realidades costeiras. Ainda assim, é recomendável que o cenário local e a opinião dos participantes sejam sempre o fio condutor para um processo legítimo de gestão costeira integrada.

16.7 REFERÊNCIAS

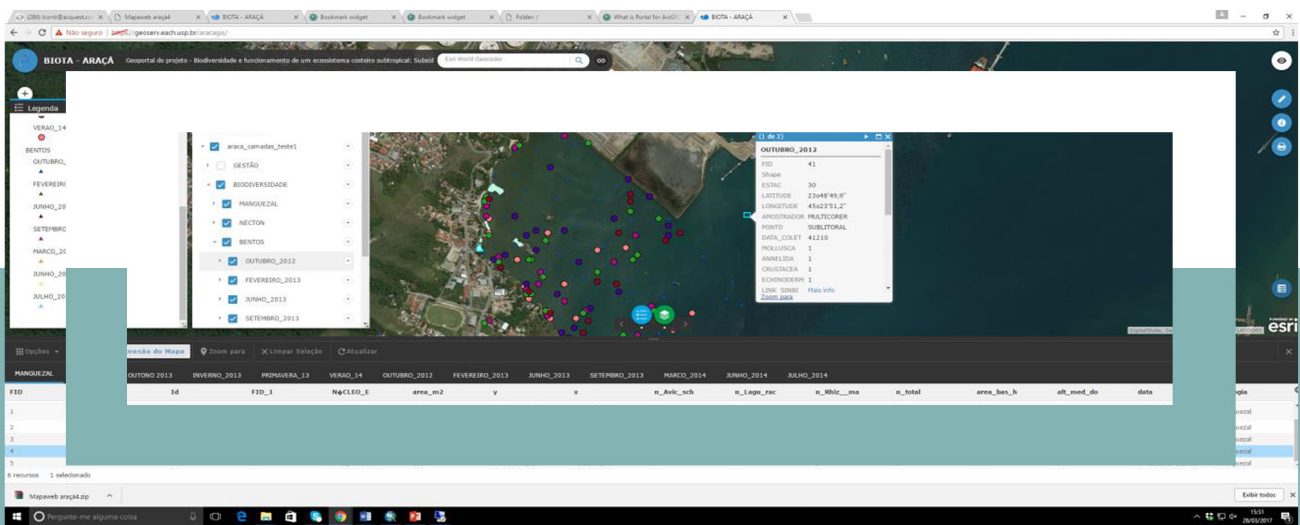
- ALLISON, E.H.; ELLIS, F. 2001. The livelihoods approach and management of small-scale fisheries. *Marine Policy*, 25(5): 377-388.
- AMARAL, A.C.Z.; MIGOTTO, A.E.; TURRA, A.; NOVELLI, Y.S. 2010. Araçá: biodiversidade, impactos e ameaças. *Biota Neotrópica*, 10(1): 219-264.
- AMARAL, A.C.Z.; TURRA, A.; CIOTTI, A.M.; WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B.R.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Orgs.). 2015. *A vida na Baía do Araçá: diversidade e importância*. 1ª ed. Lume, São Paulo. 100 p.
- ANDRÉ, P.; ENSERINK, B.; CONNOR, D.; CROAL, P. 2006. Public participation international best practice principles. Special Publication Series no 4. Fargo: International Association for Impact Assessment. s/n.
- ARAÚJO, L.G.; SEIXAS, C.S. 2012. Fishers' participation in coastal fisheries co-management: the case of the community of Trindade, in southeastern coast of Brazil. *Proceedings of the 65th Gulf and Caribbean Fisheries Institute*. November 5–9, Santa Marta, Colombia, pp. 1-7.
- ARKEMA, K.K.; ABRAMSON, S.C.; DEWSBURY, B.M. 2006. Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(10): 525-32.
- ARNSTEIN, S.R. 1969. A ladder of citizen participation. *Journal of the American Institute of Planners*, 35: 216-224.
- BALMFORD, A.; BRUNER, A.; COOPER, P.; COSTANZA, R.; FARBER, S.; GREEN, R.E. ; JENKINS, M.; JEFFERISS, P.; JESSAMY, V.; MADDEN, J.; MUNRO, K.; MYERS, N.; NAEEM, S.; PAAVOLA, J.; RAYMENT, M.; ROSENDO, S.; ROUGHGARDEN, J.; TRUMPER, K.; TURNER, R.K. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297: 950-953.
- BENNETT, E.M.; CRAMER, W.; BEGOSSI, A.; CUNDILL, G.; DÍAZ, S.; EGOH, B.N.; GEIJZENDORFFER, I.R.; KRUG, C.B.; LAVOREL, S.; LAZOS, E.; LEBEL, L.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; MEYFROIDT, P.; MOONEY, H.A.; NEL, J.L.; PASCUAL, U.; PAYET, K.; HARGUINDEGUY,

- N.P.; PETERSON, G.D.; PRIEUR-RICHARD, A-H.; REYERS, B.; ROEBELING, P.; SEPPELT, R.; SOLAN, M.; TSCHARNTKE, T.; TURNER, B.L.; VERBURG, P.H.; VIGLIZZO, E.F.; WHITE, P.C.L.; WOODWARD, G. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 76-85.
- BORGES, P.F.D. 2014. As interfaces das políticas públicas ambientais e urbanas com o processo de implementação do Porto de São Sebastião, localizado na Baía do Araçá. São Sebastião, SP. Trabalho de conclusão de curso. Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 146 p.
- BRASIL. 2000. Lei Federal 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art.225, §1º, incisos I, II, III e IV da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.
- BRASIL. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Disponível em : http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm, acessado em julho de 2016.
- BRASIL. 2004. Decreto n. 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. Disponível em <http://www.planalto.gov.br>, acessado em julho de 2016.
- BRASIL. 2005. Decreto no 5.377 de 23 de fevereiro de 2005. Aprova a Política Nacional para os Recursos do Mar – PNRM. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Decreto/D5377.htm, acessado em julho de 2016.
- BROWN, K.; TOMPKINS, E.L.; ADGER, W.N. 2002. Making waves: integrating coastal conservation and development. Earthscan, Nova Iorque. 176 p.
- BUARQUE, S.C. 2008. Construindo o desenvolvimento local sustentável: metodologia de planejamento. Garamond, Rio de Janeiro. 177 p.
- CARRILHO, C.D. 2016. Identificação e valoração econômica e sociocultural dos serviços ecossistêmicos da Baía do Araçá, São Sebastião, SP, Brasil. Dissertação de mestrado. Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, São Paulo. 170 p.
- CARVALHO, A.M.P (Org). 2013. Ensino de ciências por investigação: condições para implementação em sala de aula. Cengage Learning, São Paulo. 20p.
- CHAMBERS, R. 1994. The origins and practices of participatory rural appraisal. *World Development*, 22(7): 953-969.
- CHEVALIER, M.C.; BUCKLES, D.J. 2009. Guía para la investigación colaborativa y la movilización social. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo. Plaza y Valdez, Ottawa. 174 p.
- CICIN-SAIN, B.; KNETCH, R.W. 1998. Integrated coastal and ocean management: concepts and practices. Island, Washington. 519 p.
- COWLING, R.M.; EGOH, B.; KNIGHT, A.T.; O'FARRELL, P.J.; REYERS, B.; ROUGET, M.; ROUX, D.J.; WELZ, A.; WILHELM-RECHMAN, A. 2008. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *PNAS Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(28): 9483-9488.

- CUNHA, I. 2003. Conflito ambiental em águas costeiras: relação porto-cidade no Canal de São Sebastião. *Ambiente e Sociedade*, 6: 83-98.
- CURTIN, R.; PRELLEZZO, R. 2010. Understanding marine ecosystem based management: a literature review. *Marine Policy*, 34:821-830.
- FERREIRA, C.M.S.; FONSECA, A. 2014. Análise da participação popular nos conselhos municipais de meio ambiente do Médio Piracicaba (MG). *Ambiente e Sociedade*, 17(3): 239-258.
- GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). 1996. The contributions of science to Integrated Coastal Management. GESAMP Reports and Studies, n. 61. Roma: GESAMP. Disponível em <http://www.fao.org/3/contents/dc824e26-b1b7-568d-8770-1f9347ecb063/W1639E00.HTM>, acessado em janeiro de 2015.
- GRANEK, E.F.; POLASKY, S.; KAPPEL, C.V.; REED, D.J.; STOMS, D.M.; KOCH, E.W.; KENNEDY, C.J.; CRAMER, L.A.; HACKER, S.D.; BARBIER, E.B.; ASWANI, S.; RUCKELSHAUS, M.; PERILLO, G.M.E.; SILLIMAN, B.R.; MUTHIGA, N.; BAEL, D.; WOLANSKI, E. 2010. Ecosystem services as a common language for coastal ecosystem-based management. *Conservation Biology*, 24(1): 207-16.
- de GROOT, R.S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLENMEN, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7: 260-272.
- IBIOMOVIES – Canal de biologia #SVBR. Zoé. Disponível em <https://www.youtube.com/watch?v=V-j4HQLv4Vv0>, acessado em outubro de 2016.
- JABLONSKI, S.; FILET, M. 2008. Coastal management in Brazil – A political riddle. *Ocean & Coastal Management*, 51: 536-543.
- JACOBI, P.R. (Org.). 2011. Aprendizagem social – diálogos e ferramentas participativas: aprender juntos para cuidar da água. IEE/USP, São Paulo. 83 p.
- JACOBI, P.R. 2000. Políticas sociais e ampliação da cidadania. FGV, São Paulo. 152 p.
- JACOBI, P.R.; BARBI, F. 2007. Democracia e participação na gestão dos recursos hídricos no Brasil. *Katál Florianópolis*, 10(2): 237-244.
- LONG, R.D.; CHARLES, A.; ROBERT L.S. 2015. Key principles of marine ecosystem-based management. *Marine Policy*, 57: 53-60.
- MANI-PERES, C.M. 2013. Avaliação da percepção ambiental como ferramenta para a análise de transformações e impactos sobre o ambiente costeiro: estudo de caso na Enseada do Araçá, São Paulo, Brasil. Trabalho de conclusão de curso. Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 50 p.
- MANI-PERES, C.M.; XAVIER, L.Y.; SANTOS, C.R.; TURRA, A. 2016. Stakeholders perceptions of local environmental changes as a tool for impact assessment in coastal zones. *Ocean Coastal Management*, 119(C): 135-145.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2005. Passo a passo da Agenda 21 local. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 54 p.

- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2016. Agenda 21. Disponível em <http://www.mma.gov.br/component/k2/item/569?Itemid=670>, acessado em maio de 2016.
- NUNES, F.O. 2015. Análise de redes sociais como subsídio para a gestão ambiental: um estudo de caso. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 61 p.
- OLIVEIRA, A.A. de; BURSZTYN, M. 2001. Environmental impact assessment of public policies. *Revista Internacional do Desenvolvimento Local*, 2(3): 45-56.
- OLIVEIRA, M.R; NICOLODI, J.L. 2012. A gestão costeira no Brasil e os dez anos do Projeto Orla. Uma análise sob a ótica do poder público. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 12(1): 89-98.
- OLIVEIRA, N.R. 2013. Percepção ambiental como subsídio para gestão costeira: um estudo de caso na Enseada do Araçá, Litoral Norte do Estado de São Paulo. Trabalho de conclusão de curso. Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 66 p.
- PETERSON, N.D. 2011. Excluding to include: (Non) participation in Mexican natural resource management. *Agriculture and Human Values*, 28: 99-107.
- PICKTON, D.W.; WRIGHT, S. 1998. What's SWOT strategic analysis? *S. Change*, 7: 101-109.
- PLDS/Araçá. Plano Local de Desenvolvimento Sustentável da Baía do Araçá. 2016. Org.: TURRA, A.; SANTOS, C.R.; PERES, C.M.; SEIXAS, S.C.; SHINODA, D.C.; STORI, F.T.; XAVIER, L.Y.; ANDRADE, M.M.; SANTANA, M.F.M.; RODRIGUES, M.V.; GRILLI, N.M.; JACOBI, P.R.; SERAFINI, T.Z. 1ª Ed. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo. 69 p.
- ROWE, G.; FREWER, L.J. 2000. Public participation methods: a framework for evaluation. *Science, Technology & Human Values*, 25: 3-29.
- ROWE, G.; MARSH, R.; FREWER, L.J. 2004. Evaluation of a deliberative conference in science. *Science, Technology & Human Values*, 29: 88-121.
- SANTOS, C.M. 2012. Diagnóstico de rede sócio técnica da Baía do Araçá, município de São Sebastião, São Paulo: atores, usos, relações sociais e suas implicações para a gestão ambiental. Trabalho de conclusão de curso. Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 43 p.
- SEIXAS, C.S. 2005. Abordagens e técnicas de pesquisa participativa em gestão de recursos naturais. pp. 73-105. In: VIEIRA, P.V.; BERKES, F.; SEIXAS, C.S. *Gestão integrada e participativa de recursos naturais: conceitos, métodos e experiências*. Secco/APED, Florianópolis.
- SHEPHERD, A.; ORTOLANO, L. 1995. Strategic environmental assessment for sustainable urban development. *Environmental Impact Assessment Review*, 16(4): 321-335.
- SHINODA, D.C. 2015. Sobreposição dos instrumentos de gestão territorial e ambiental incidentes na Zona Costeira: Um estudo de caso na Baía do Araçá, Município de São Sebastião (SP, Brasil). Trabalho de conclusão de curso. Oceanografia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 56 p.
- STORI, F.T.; SANTOS, C.R; VIVACQUA, M.; SERAFINI, T.Z., XAVIER, L.Y. GRILLI, M.N.; PERES, C.M.; SHINODA, D.C.; NUNES, F.O.; CARRILHO, C.; SINISGALLI, P.A.A.; JACOBI, P.R.; SEIXAS, C.S.; TURRA, A. 2017. Gestão costeira integrada com vistas à resiliência de sistemas socioecológicos para sustentabilidade dos bens e serviços ecossistêmicos: reflexões de um coletivo. In: MOURA, G. (Org.) *Avanços em Oceanografia Humana: o socioambientalismo nas ciências do mar*. Paco Editorial. Jundiaí.

- STRINGER, L.C.; DOUGILL, A.J.; FRASER, E.; HUBACEK, K.; PRELL, C.; REED, C. 2006. Unpacking “participation” in the adaptive management of social-ecological systems: a critical review. *Ecology and Society*, 11: 39.
- TEEB. 2010. A economia dos ecossistemas e da biodiversidade para formuladores de políticas locais e regionais, GIZ, Brasília. 257 p.
- TEODORO, A.C.; DULEBAA, W.; GUBITOSA, S.; PRADAB, S.M.; LAMPARELLIE, C.C.; BEVILACQUAC, J.E. 2010. Analysis of foraminifera assemblages and sediment geochemical properties to characterise the environment near Araçá and Saco da Capela domestic sewage submarine outfalls of São Sebastião Channel, São Paulo State, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 536-553.
- TORO, J.B.; WERNECK, N.D.F. 1996. Mobilização social: um modo de construir a democracia e a participação. Autêntica, Belo Horizonte. 90 p.
- TRIMBLE, M.; ARAUJO, L.G.; SEIXAS, C.S. 2014. One party does not tango! Fishers’ non-participation as a barrier to co-management in Paraty, Brazil. *Ocean & Coastal Management*, 92: 9-18.
- VIEIRA, P.F. 2003. Rumo ao desenvolvimento territorial sustentável: esboço de roteiro metodológico participativo. *PPGARGR*, 1(1): 249-309.



BANCO DE DADOS

FOTO: LUIS A. CONTI

17 - INFRAESTRUTURA DE DADOS ESPACIAIS E GERENCIAMENTO DE INFORMAÇÕES

Luis A. Conti, Deborah Shinoda, Alynne Afonso, Cyntia C. Virolli, Homero F. Filho

17.1 INTRODUÇÃO

O projeto *Biodiversidade e funcionamento de um ecossistema costeiro subtropical: subsídios para gestão integrada*, focou na caracterização ecológica (processos físicos, biológicos e sociais, como circulação, transporte de sedimentos, interações tróficas, fluxos de matéria e energia, produção e dinâmica pesqueira, entre outros temas) na região da Baía do Araçá – Canal de São Sebastião – Estado de São Paulo, estabelecendo diagnósticos e propondo ações de sustentabilidade. Para tal, diversas linhas de pesquisa foram propostas visando o estudo completo e integrado de diversos aspectos do meio físico, humano e da biodiversidade local, demandando, com isso, a criação e implementação de um subprojeto de gerenciamento de dados e de informações, de modo a permitir a todos os pesquisadores envolvidos acesso, manipulação e análise dos dados espaciais vinculados à pesquisa.

Projetos multidisciplinares em áreas marinhas e costeiras, visando uma caracterização ambiental integrada, devem ser a base para qualquer ação de governança, sendo a informação geográfica, neste sentido, um componente fundamental para a implementação de programas eficazes de monitoramento e avaliação. Segundo Cinnerella *et al.* (2012), é imperativo que os modelos de informação representem a natureza multidimensional da realidade, tanto quanto possível, de modo que quanto mais complexo e dinâmico seja o universo de dados gerados, mais complexo deve ser o sistema de gerenciamento de tais informações.

Esforços internacionais têm sido empenhados no sentido de se estabelecer padrões genéricos de dados que possam permitir sua harmonização e a otimização dos esforços de integração de dados multidisciplinares da zona costeira (físicos, biológicos, geológicos, socioeconômicos, etc.) em uma mesma base e, ainda, no compartilhamento de tal conteúdo. Além do mais, a normatização e homogenização de conceitos e de terminologias (ontologias) é particularmente urgente: o termo Zona Costeira nos Estados Unidos (EUA), por exemplo, possui 27 definições ou termos similares no que se refere a padrões de mapeamento (*e.g.* litoral, zona litorânea, zona costeira, linha de costa, costa etc.; Dwyer & Wright 2008). O conjunto de condições (tecnologias, padrões, recursos) que tornam possível o uso e compartilhamento da informação geográfica é chamada Infraestrutura de Dados Espaciais (IDE).

Há várias definições de Infraestrutura de Dados Espaciais (IDE) na literatura mundial. Para este trabalho foi escolhida a definição que se encontra no Decreto Presidencial nº 6.666, de 27 de novembro de 2008 que instituiu a Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE). Neste Decreto, a INDE, que é a IDE oficial do Brasil, é definida como o “conjunto integrado de tecnologias; políticas; mecanismos e procedimentos de coordenação e monitoramento; padrões e acordos, necessário para facilitar e ordenar a geração, o armazenamento, o acesso, o compartilhamento, a disseminação e o uso dos dados geoespaciais de origem federal, estadual, distrital e municipal.” (<http://www.inde.gov.br/a-inde/apresentacao.html>) e (Brasil 2008). A INDE tem um caráter interdisciplinar e pretende oferecer condições para o estabelecimento de normas, especificações e protocolos que permitam a interoperabilidade de conteúdos e serviços que facilitem e incentivem o acesso e uso da Informação Geográfica por toda a sociedade. Esta iniciativa brasileira se encaixa na iniciativa das Nações Unidas para a gestão da informação geoespacial global, como consta no documento

Future trends in geospatial information management: the five to ten years vision (UN-GGIM 2013). Com base na figura 17.1, pode-se verificar que o modelo de organização piramidal em que se baseiam as IDEs permitirá a integração da INDE com as IDEs dos demais níveis acima e abaixo desta (BRASIL 2010). Pode-se notar que, na base da referida pirâmide (nível Institucional/Corporativas) encontram-se as instituições como o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), entre outras. Desta forma, o projeto *Biota-Araçá* se encaixa no nível Local quanto à sua área de estudo, e no nível Institucional quanto à Gestão da Informação Geográfica.

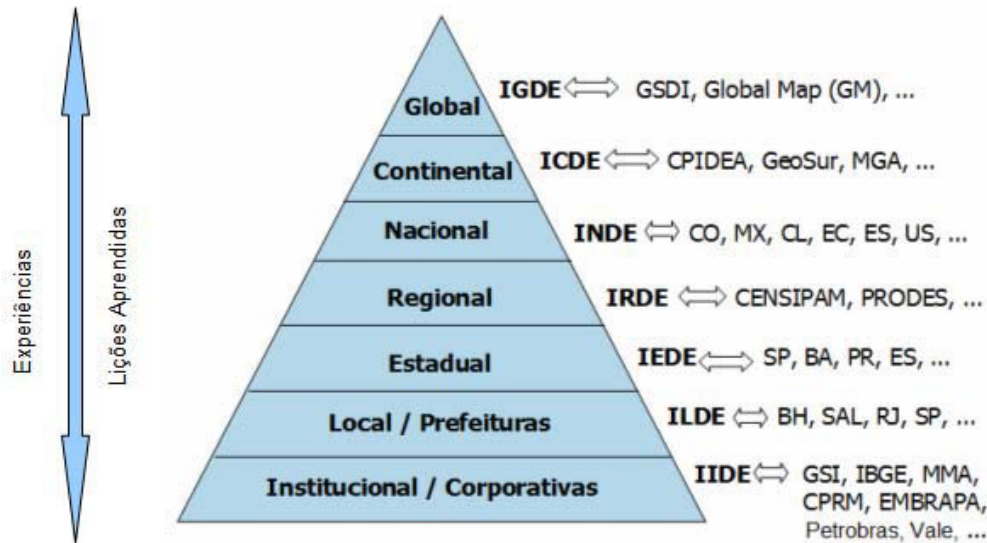


Figura 17.1. Exemplos de interrelação entre os diversos níveis de Infraestruturas de Dados Espaciais.
Fonte: BRASIL 2010.

17.2 A IMPLEMENTAÇÃO DE UM CATÁLOGO DE METADADOS

A implementação de um sistema de IDE deve, como foi visto, contemplar aspectos claros de interoperabilidade, uma vez que grupos de especialidades distintas geram dados e informações com peculiaridades e especificidades inerentes a sua área de conhecimento e sua disciplina (módulos). No caso do presente projeto, foram necessárias diversas etapas para a implementação de uma infraestrutura de dados local robusta, interoperável dentro do projeto e com sistemas externos, de modo a beneficiar tanto os pesquisadores de cada um dos módulos (permitindo o acesso de informações geradas por outros módulos), quanto o público externo, que pode ter acesso às informações geradas pela pesquisa (segundo nível de acesso controlado).

A primeira etapa baseou-se na participação direta de todos os integrantes do projeto em um processo de organização e distribuição das informações geradas na organização e construção de um catálogo de metadados. Os metadados são definidos por um conjunto de dados e informações que documenta e descreve os dados, sendo fundamentais no que se refere a questões de interoperabilidade, uma vez que servem para descrever e estruturar, de maneira estável e uniforme, a informação registrada sob diferentes fontes. O objetivo é facilitar a gestão do uso das informações. A CONCAR (2009) explica a necessidade dos padrões como uma forma de identificar o produtor e o responsável técnico da elaboração dos dados espaciais, expor a terminologia utilizada e, assim, possibilitar a integração das informações.

Especificamente no caso do projeto em questão, a organização de metadados, além de facilitar a organização e gerenciamento da informação, serviu na padronização de linguagens e ontologias, uma vez que a multidisciplinaridade do grupo de pesquisadores tende a trazer, em grande medida, imprecisões

conceituais. Segundo Camara & Monteiro (2005), a ontologia do mundo geográfico pode ajudar a entender como diferentes comunidades compartilham informações e a estabelecer correspondências e relações entre os diferentes domínios de entidades espaciais. Por exemplo, ao determinar o parâmetro “granulometria do sedimento”, é possível a utilização de diversos métodos de análise (peneiramento, contador óptico, imageamento) com diferentes tipos de tratamento de amostras (excluindo-se ou não a fração carbonática/matéria orgânica) e com terminologias de análise diversas, que podem variar dependendo da abordagem e da especialidade (unidades – *phi*, mm; lama, pelitos, diâmetro médio, mediana, etc.). Para tal, é importante a padronização da nomenclatura e dos conceitos, além da determinação de imprecisões inerentes à amostragem (posicionamento e precisão dos métodos de amostragem e tratamento de dados).

Atualmente, várias entidades públicas e privadas são produtoras de dados geoespaciais, e dentre estas, algumas são também distribuidoras. E com o grande volume de fluxo de dados, surge a necessidade de adotar normas e padrões que garantam a interoperabilidade entre diversos sistemas e que permitam o compartilhamento dos dados entre as diversas entidades, assim, diversos padrões de dados e metadados têm sido criados buscando facilitar esta tarefa organizacional. Existem padrões básicos que devem ser levados em conta quando se trabalha com conteúdos de metadados; boa parte destes padrões são derivados do sistema do *Federal Geographic Data Committee* dos EUA que implementaram o *Content Standard for Digital Geospatial Metadata* (CSDGM). Este padrão provê um mecanismo consistente e formal para a descrição e catalogação das características dos dados e uma maneira dos usuários saberem quais os tipos de dados disponíveis, se os dados atendem as suas expectativas, onde encontrar estes dados e como acessá-los. Na prática, a identificação e a correta catalogação de metadados permite a abordagem de questões como: “Qual a precisão posicional associada a esses dados? Qual a sua abrangência e atualidade? Em que formato se encontram armazenados? Quais são as informações descritivas (atributos) associados? Onde estão armazenados? Com que propósito foram produzidos? Como se pode obtê-los?”

Nesse contexto, foi criado no âmbito do projeto, um catálogo envolvendo estes parâmetros, implementado por meio de uma ferramenta de acesso (em diversos níveis), para todos os pesquisadores e atores envolvidos. Para a organização deste catálogo, foi necessária a hierarquização das informações geradas e a interdependência de análise (quais dados/informações dependem de que), disponibilizados pelos pesquisadores. Assim, foi requerido para todos os pesquisadores que fossem gerar qualquer tipo de informação geoespacial (isto é, com localização específica) que preenchessem um formulário baseado no padrão INDE (Infraestrutura de dados espaciais – *Geonetwerk*).

FORMULÁRIO: ITENS OBRIGATÓRIOS (*fornecidos pelos pesquisadores)

- Título: Abaixo nome para o Arquivo/Mapa/Dados*
- Data: Fornecer a data exata de criação (coleta)
- Forma de Apresentação: Especificar o tipo de apresentação: digital, publicação, tabela etc.*
- Resumo: Descrição geral dos dados em texto livre.*
- Objetivo: Qual o propósito do levantamento.
- Estado (Status): Especificar o estado do conjunto de dados escolhendo entre as opções: completo, arquivo histórico, obsoleto, em andamento, planejado, em desenvolvimento.
- Ponto de Contato: Fornecer todas as informações obrigatórias e adicionais existentes a respeito para contato com a pessoa associada aos recursos dos dados.*
- Frequência de Manutenção e Atualização: Informar a frequência esperada de alterações e acréscimos ao mapa depois que a versão inicial está completa.*

- **Palavras Chaves Descritivas:** Termos que descrevem categorias temáticas ou geográficas do conjunto de dados.*

- **Restrições de Acesso:** Fornecer uma restrição de acesso, se for o caso, tal como direitos de autor, marca registrada etc.

- **Restrições de Uso:** Restrições destinadas a assegurar a proteção da propriedade intelectual e privacidade.

- **Forma de Representação Espacial:** Escolher, da lista, o método de representação do conjunto de dados: vetorial, matricial, tabela, modelo, vídeo.*

- **Informação sobre o Sistema de Referência:** A visão padrão contém um elemento que fornece um valor numérico identificando o sistema de referência. Detalhes sobre projeções, elipsóides e *datums* e coordenadas*

- **Linguagem:** Selecionar a linguagem.

- **Categoria Temática:** Escolher a(s) categoria(s) temática(s) por meio das quais seu mapa possa ser classificado.

- **Extensão Temporal:** Data de início e fim do período de validade.*

- **Retângulo Envolvente:** Longitude e latitude da área de interesse ou selecionar de uma lista pré-definida. Deve ser fornecida em graus da unidade de coordenadas geográficas pois são a base para as consultas geográficas.*

- **Qualidade dos Dados:** mostra o nível hierárquico dos mesmos (série de dados, conjunto de dados, feições, atributos etc) fornecendo também uma explicação geral do processo de produção (linhagem) utilizado para a criação. O elemento declaração é obrigatório caso o nível hierárquico seja equivalente a conjunto de dados ou série. No formulário avançado é possível detalhar informações relativas a completude, consistência lógica e posicional, e precisão temporal.*

- **Informação Suplementar:** Qualquer outra informação descritiva que melhor auxilie o usuário na compreensão do conteúdo. Exemplo: dado que seja necessário para complementação da análise (ex. Bentos => Granulometria).*

- **Informação de Distribuição:** Informações sobre o distribuidor e sobre as opções para obtenção do mapa.

Uma vez estruturados, os metadados foram armazenados e organizados em formato “xml” e conectados com os dados espaciais (ver item 17.3, a seguir) permitindo sua consulta em diversos níveis (de acordo com o nível de acesso do usuário). Tal estrutura permite que as informações fiquem disponíveis para busca em sistemas de busca de metadados e podem ser abertos em navegadores como Chrome ou Edge. A Figura 17.2. apresenta um exemplo de metadados estruturados no padrão INDE, apresentado dentro do *Arcgis Desktop* para o módulo de políticas e Gestão.

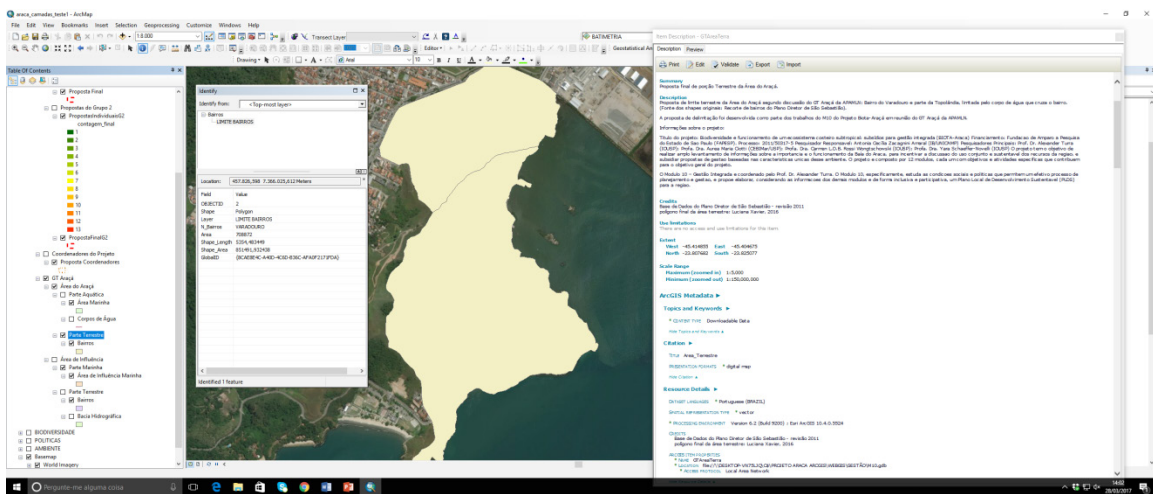


Figura 17.2. Exemplo de estruturação de metadado em formato “xml” – para um arquivo do módulo 10 – “Área de influência – Bairros”.

17.3 PADRONIZAÇÃO DOS DADOS ESPACIAIS

Assim como os metadados, as informações espaciais geradas por cada módulo foram organizadas em uma base integrada, o que demandou consideráveis esforços de organização e normatização, visando a criação de um banco de dados georreferenciado, contemplando todas as informações geradas no projeto. Dentre os aspectos que demandaram harmonização, homogeneização e compatibilização de dados destacam-se:

a) Sistema de coordenadas e sistema geodésico de referência. Dado que cada grupo organizou e executou etapas de campo interdependentes, os dados de posicionamento das estações de coleta foram gerados segundo um sistema geodésico de aquisição GPS próprio. Mesmo que, como padrão de operação, os equipamentos operem com sistema geocêntrico WGS84, foi necessário certificar tal informação e converter todas as coordenadas para sistema UTM (meridiano central – 23 Sul).

b) Codificação de dados – Dependendo da especificidade de cada módulo, diversos tipos de dados foram gerados (gráficos, alfanuméricos, cadastros, ordinais, nominais, etc.) em diferentes formatos (tabelas e planilhas eletrônicas em papel, arquivos eletrônicos cativos, descritivos, etc.). Toda esta informação gerada (descritas em cada um dos capítulos anteriores) foi padronizada e convertida para o sistema de arquivos ARCGIS (ESRI) como classes de feições e arquivos shapefile (objetos vetoriais) e imagens tipo GeoTiff e img (arquivos Raster)

c) Estruturação das informações – Mesmo em um formato padronizado, é necessário determinar como a informação será entregue, portanto, foi necessário criar padrões comuns que atendessem à necessidade de cada módulo (e dos potenciais usuários). No caso de biodiversidade, por exemplo, foi necessário estabelecer padrões de grafia e de representações taxonômicas. Outros aspectos, como unidades, definições, acurácia e precisão das informações (devidamente documentado pelos metadados) também foram organizados de modo a homogeneizar, o quanto possível, o banco de dados relacional gerado (implementado em formato geodatabase - *.gdb - ESRI).

Em sequência, o banco de dados foi traduzido para um modelo de dados específico, desenvolvido para aplicação marinha, no caso, adaptado do sistema ARC-Marine Data Model (AMDM), criado e desenvolvido pela Oregon State University (Wright 2007). Um Modelo de Dados pode ser compreendido como uma base conceitual que permite construir uma estrutura comum de aquisição e manipulação de dados de uma determinada especificação. O AMDM, especificamente, foi construído para englobar as particularidades

des e peculiaridades da manipulação e do armazenamento de dados marinhos, incluindo a possibilidade de associação e integração de dados vetoriais e matriciais. Por exemplo, de maneira geral, um ponto de coleta pode ser representado como um ponto vetorial, dado por um conjunto de dados X (longitude), Y (latitude) e Z (parâmetro); entretanto, no exemplo de um ponto de coleta de organismos planctônico em um ambiente marinho, a informação sobre o método de coleta e a profundidade são parâmetros fundamentais para o entendimento do dado per se. Desta forma, um sistema de pontos vetoriais de representação de uma coleta pode ser representado por uma estrutura X;Y; Z1 Z2 Z3, em que cada elemento (Z1, Z2... Zn) pode ser interrelacionável com outros pontos. Desta forma, criou-se uma estrutura específica que representa uma certa categoria de dados para cada área (institucionalizado por módulos, no caso no projeto *Biota-Araçá*). Além disso, é possível (e desejável) que haja, também, uma estrutura de interrelacionamento entre as áreas (módulos) estabelecidas no modelo de dados.

De maneira geral, o processo de adaptação e criação de um Modelo de Dados do projeto *Biota-Araçá* parte da estrutura do AMDM (sintetizado na Figura 17.3), com adaptações locais indicadas por características de cada um dos módulos. A estrutura construída é mostrada na Figura 17.4.

Embora a utilização de AMDM tenha produzido bons resultados no que se refere à modelagem de habitats em áreas marinhas, já que possui a vantagem de aproveitar grande parte das potencialidades de processamento do sistema ArcGIS (ver Strain *et al.* 2006), seu recente desenvolvimento tem suscitado uma constante atualização de bases teóricas e metodológicas, de modo que sua utilização em um projeto multidisciplinar da monta do projeto *Biota-Araçá* apresentou um desafio metodológico considerável.

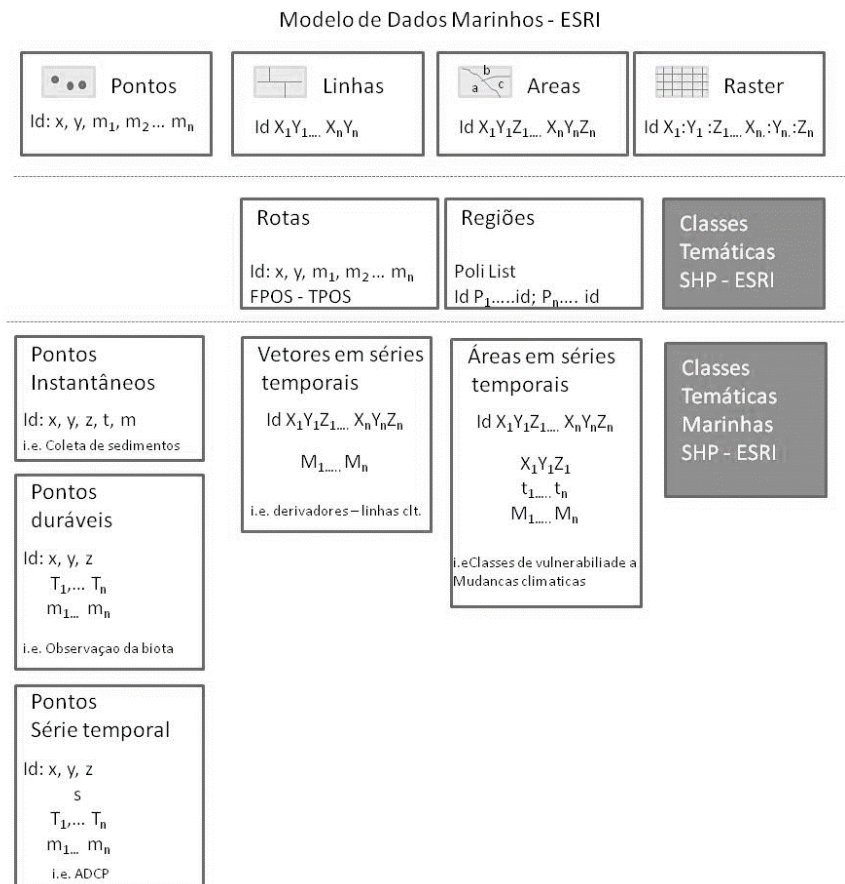


Figura 17.3. Estrutura conceitual do ARC-Marine Data Model (AMDM) (Wright 2007).

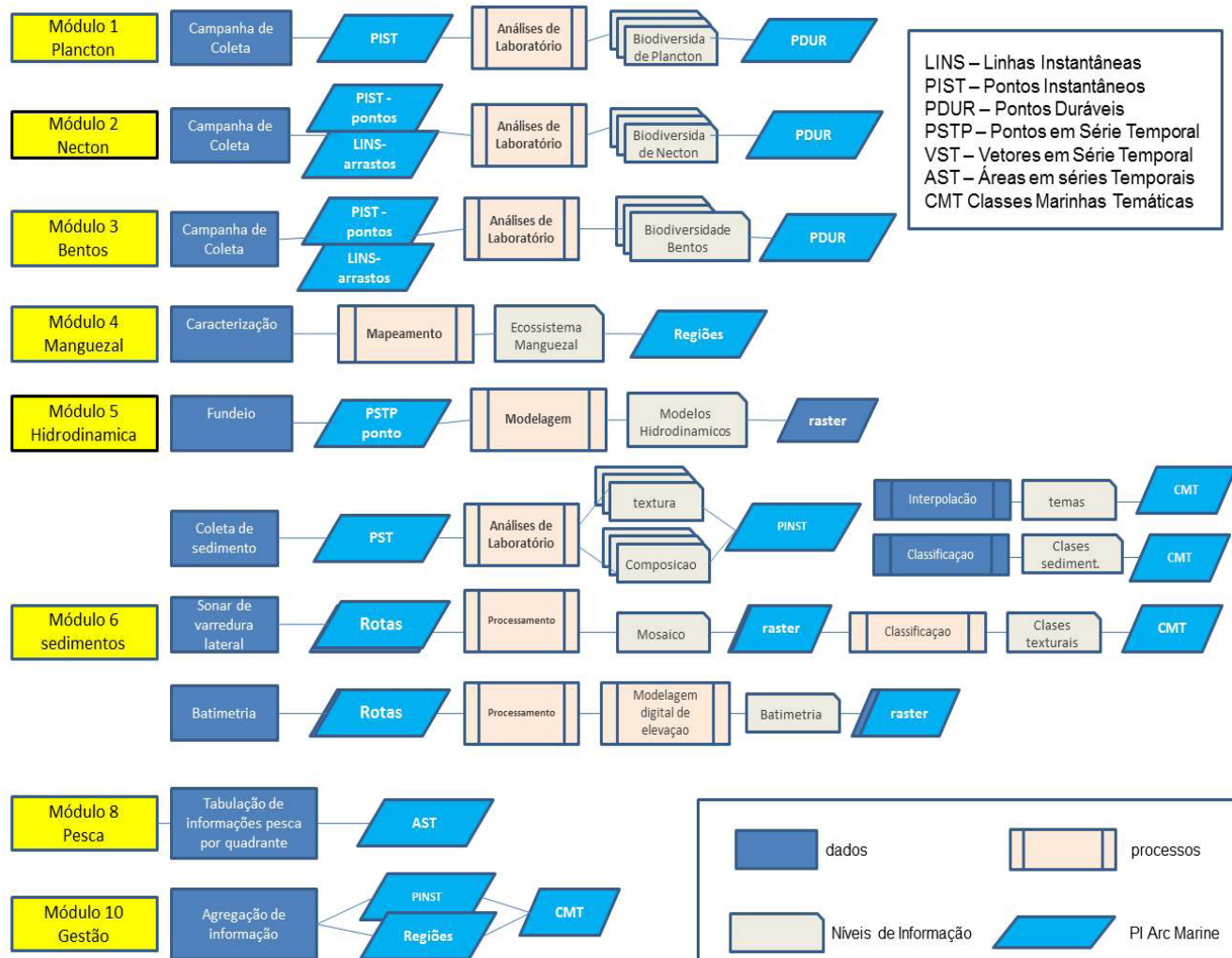


Figura 17.4. Modelo de dados desenvolvido para o projeto adaptado do AMDM.

Uma vez organizado em um AMDM, todos os dados podem ser acessados e analisados em ambiente *desktop*. Nesta fase, tradicionalmente, a maior parte das análises são realizadas neste ambiente, uma vez que a capacidade de sistemas *desktop* ainda é consideravelmente superior a de seus correspondentes *Web* (ver item 17.4). Desta maneira, a elaboração de mapas de distribuição, acesso e consulta ao Banco de dados do projeto, assim como análises espaciais, podem ser elaborados seguindo a estrutura estabelecida ainda tiveram grande parte de sua realização em sistemas locais (*desktop*).

17.4 DISPONIBILIZAÇÃO VIA WEB

A partir do estabelecimento de uma infraestrutura de dados e metadados envolvendo tecnologias, políticas e normas estabelecidas, foi criado um sistema de distribuição, compartilhamento e disseminação das informações georreferenciadas via internet, a partir de um *Web-Atlas*, ou portal de Informações Geográficas. Tal sistema teve como objetivo central facilitar o acesso aos dados espaciais e disseminar o uso da informação, principalmente no que se refere a aspectos como a busca de critérios de distribuição de variáveis,

local (em uma área comum) ou distribuído (metodologias comuns para áreas diversas) é ainda um desafio a ser atingido ao longo dos próximos anos.

Os métodos de integração de dados e informações dentro do âmbito do projeto *Biota-Araçá*, descrito neste capítulo, visou a harmonização de informações e dados para uso de pesquisadores, tomadores de decisão e público em geral, a partir de ferramentas de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) na *Web* (internet), isto é SIGWeb, ou *WebGIS* (na tradução para o inglês). É necessário, entretanto, que as informações geradas também tenham meios de atingir e serem acessadas por sistemas e bancos de dados externos e, para tal, padrões de interoperabilidade entre a IDE local e sistemas externos precisam ser estabelecidos. Tal questão é especialmente urgente no que se refere à informações sobre biodiversidade.

O Brasil é signatário do padrão do *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF – <http://www.gbif.org/>) que é a maior iniciativa multilateral (com muitos países trabalhando juntos por determinado objetivo) voltada à disponibilização de dados sobre biodiversidade na Internet e com acesso livre, trabalhando em parceria com a TDWG (*Taxonomic Data Working Group* – <http://www.tdwg.org/>), padrão desenvolvido e mantido pela *Biodiversity Information Standards* com propósito de facilitar o compartilhamento de dados, fornecendo um vocabulário núcleo padrão bem definido em uma estrutura flexível para minimizar as barreiras à adoção e reutilização (TDWG 2013). Neste compromisso, o país se comprometeu a desenvolver uma plataforma brasileira de biodiversidade, chamada de Sistema de Informação Sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBR – <http://www.sibbr.gov.br/>) para integrar-se de forma interoperável ao GBIF. O SiBBR serve para integrar informações sobre a biodiversidade e os ecossistemas brasileiros. (SiBBR (a), s/d). Um componente de visualização de dados está sendo desenvolvido para permitir a exibição em mapas e gráficos de múltiplas camadas de dados providas pela INDE e pelo SiBBR (Gadelha *et al.* 2014). No caso do estado de São Paulo, a FAPESP desenvolveu o de catalogação e armazenamento de dados da biodiversidade de dados coletados por pesquisadores do estado de São Paulo, chamado de Sinbiota, também interoperável com o GBIF.

Tais sistemas foram desenvolvidos e implementados para catalogar e disponibilizar informações da biodiversidade como um todo. Para áreas marinhas e costeiras, entretanto, o esforço empregado para o conhecimento das espécies tem sido modesto em comparação ao esforço empregado no ambiente terrestre (Joly *et al.* 2011). Destacam-se algumas tentativas de implementação de sistemas marinhos como o *Brazilian Marine Biodiversity database* (BaMBa <https://marinebiodiversity.lncc.br/bamba/>), desenvolvido pela Rede Nacional de Pesquisa em Biotecnologia Marinha (Biotecmar), financiado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI) e hospedada no Laboratório Nacional de Computação Científica (LNCC). O BaMBa está ligado a bases de dados nacionais e internacionais como o SiBBR, o GBIF e a plataforma de Observação de Dados para a TERRA (*dataOne*) (Meirelles *et al.* 2015).

No caso de outras áreas, como geociências e oceanografia física e gestão, sistemas nacionais/mundiais, bancos de dados ambientais e atlas marinhos e costeiros também têm sido implementados com amplo apoio das agências ambientais nacionais e locais como base para o estabelecimento de políticas ambientais comuns. Tais esforços focam, principalmente, no desenvolvimento de métodos e abordagens que permitam a integração de uma grande quantidade de informações de natureza, escala, precisão e estrutura distintas. Exemplos como os projetos MIDA (*Marine Irish Coastal Atlas* – <http://mida.ucc.ie/contents.htm>), *Belgian Coastal Atlas* (De Kustatlas – <http://www.kustatlas.be>), *Venice Coastal Atlas* (<http://atlante.silvenezia.it/>), *Oregon Coastal Atlas* (<http://www.coastalatlant.net>) são cada vez mais frequentes e, em muitos casos, servem de suporte ao desenvolvimento de programas mais amplos e diversificados, como o OCEANGIS da NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration – EUA* – <http://www.pmel.noaa.gov/vrl/OceanGIS>) (Conti *et al.* 2013).

A necessidade técnica de se estabelecer meios de interoperabilidade entre sistemas é um grande desafio para projetos multi e interdisciplinares. Em muitos casos, o vínculo entre os sistemas é obstruído pelo fato dos conteúdos estarem armazenados e disponibilizados em sistemas independentes e não conectados.

Neste caso, é necessário criar e implementar canais de intercâmbio de informações (que não comprometam a integridade da informação no processo). Um exemplo de conectividade e interoperabilidade foi implementado no projeto *Biota-Araçá*, na medida em que, quando possível, todos os dados envolvendo biodiversidade foram conectados a uma linha ou TAG dentro do sistema Sinbiota – FAPESP, de modo a possibilitar ao usuário, ao selecionar determinada estação de coleta, receber o *link* de conexão com o número da referida amostra dentro do sistema do Biota – FAPESP

Tendo em vista todos estes esforços e constantes iniciativas de criação de bancos de dados, é imperativo um trabalho ininterrupto de revisão de atualização dos dados e do sistema pela equipe responsável pela integração e gerenciamento de dados (módulo 12) de modo a manter toda a informação gerada pelo projeto *Biota-Araçá* em permanente atividade. O esquema conceitual da infraestrutura de dados espaciais, gerenciamento e distribuição de informações do projeto é apresentado na Figura 17.6.

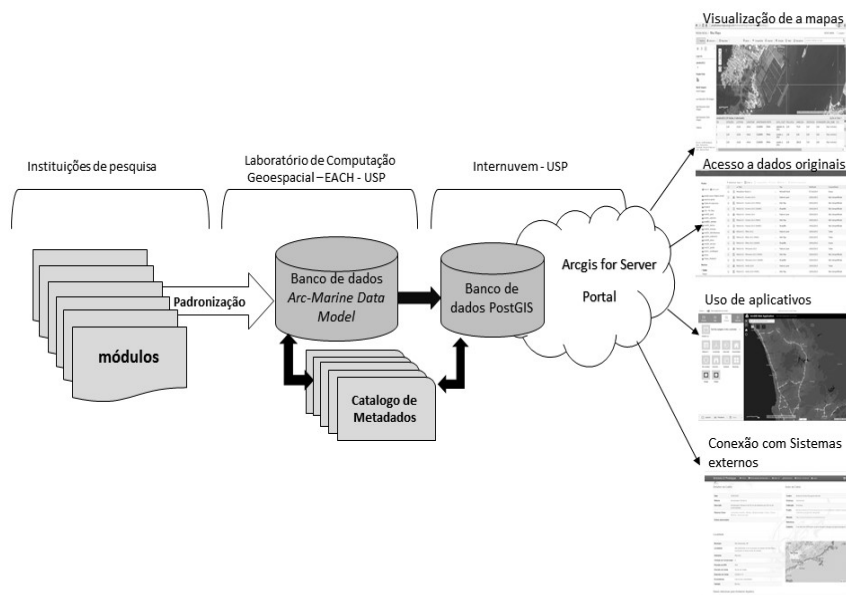


Figura 17.6. Conceito de infraestrutura de dados espaciais do projeto “Biodiversidade e funcionamento de um ecossistema costeiro subtropical: subsídios para gestão integrada”.

17.6 REFERÊNCIAS

- BRASIL, 2010. Plano de Ação para Implantação da Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais. Comitê de Planejamento da Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais, Cinde. CONCAR.
- BRASIL, 2008. Decreto no. 6.666, de 27 de novembro de 2008. Institui, no âmbito do Poder Executivo Federal, a Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais – INDE. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 28 de nov. 2008. Seção 1, 57 p.
- CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.M.V.; MEDEIROS, J.S. 2005. Fundamentos epistemológicos da ciência da Geoinformação. INPE.
- CINNIRELLA, S.; MARCH, D.; O’ HIGGINS, T.; MURCIANO, C.; SARDÀ, R.; ALBAIGÉS, J.;

- PIRRONE, N. 2012. A multidisciplinary spatial data infrastructure for the Mediterranean to support implementation of the Marine Strategy Framework Directive. *International Journal of Spatial Data Infrastructures Research*, 7: 323-351.
- COMISSÃO NACIONAL DE CARTOGRAFIA – CONCAR. 2009. Perfil de Metadados Geoespaciais do Brasil – Perfil MGB. Ministério do Planejamento, Brasília. 194 p.
- CONTI, L.A.; DE OLIVEIRA, M. C.; ESTRADA, T.E.M.D.; MARQUES, A.C. 2013. Gerenciamento de dados marinhos no contexto brasileiro/Marine data management in the Brazilian context. *Biota Neotropica*, 13(2): 21.
- DWYER, N.; WRIGHT, D.J. 2008. Report of international coastal atlas network workshop 3 on federated coastal atlases: building on the interoperable approach. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 68 p.
- GADELHA, L.; GUIMARÃES, P.; MOURA, A.M. 2014. SiBBBr: Uma infraestrutura para coleta, integração e análise de dados sobre a biodiversidade brasileira. In: VIII Brazilian e-Science Workshop, BRESCI 2014, Brasília.
- JOLY, CARLOS A.; VERDADE, L.M.; BERLINCK, R.G.S. 2011. “Diagnóstico Da Pesquisa Em Biodiversidade No Brasil.” *Revista Usp* 89: 114-33. doi:10.11606/issn.2316-9036.v0i89p114-133.
- MEIRELLES, P.M.; GADELHA-JR., L.M.R.; FRANCINI-FILHO, R.B.; LEÃO, R.M.; AMADO-FILHO, G.M.; BASTOS, A.C.; ROCHA, R.P. 2015. BaMBa: towards the integrated management of Brazilian marine environmental data. *Database Vol. 2015*: article ID bav088; doi:10.1093/database/bav088
- OBE, R.; HSU, L. 2010. *PostGIS in action*. EUA: Manning Publications.
- O’DEA, K.E; DWYER, N.; CUMMINS, V.; WRIGHT, D. 2011. Potentials and limitations of coastal web atlases. *Journal Coastal Conservation*, 15(4): 607-627. <http://dx.doi.org/10.1007/s11852-011-0150-7>
- STRAIN, L.; RAJABIFARD, A.; WILLIAMSON, I. 2006. Marine administration and spatial data infrastructure. *Marine Policy*, 30(4): 431-441.
- TDWG - Vocabulary Management Task Group. 2013. Report of the TDWG Vocabulary Management Task Group (VoMaG). BASKAUF, S.; Ó TUAMA, É., ENDRESEN, D.; HAGEDORN, G. (Eds). 25 p. Disponível em: http://www.gbif.org/orc/?doc_id=5422
- UN-GGIM. 2013. Tendencias a futuro en la gestión de información geoespacial: la visión de cinco a diez años. http://ggim.un.org/docs/UN-GGIM_tendencias_a_futuro-DEF.pdf.
- WRIGHT, D.J. 2007. *Arc Marine: GIS for a blue planet*. ESRI, Inc. 202 p.

AUTORES E FILIAÇÕES

1 – HIDROGRAFIA E HIDRODINÂMICA

Eduardo Siegle, Departamento de Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
E-mail: esiegle@usp.br

Marcelo Dottori, Departamento de Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Bárbara C. Villamarin, Graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

2 – ANÁLISE DOS SEDIMENTOS

Samara Cazzoli y Goya, Departamento Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
E-mail: scgoya@gmail.com

Patricia Padua, Graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Javier Alcántara-Carrió, Departamento Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
E-mail: javier.alcantara@usp.br

Gabriel Maia, Graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Luigi Jovane, Departamento Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

3 – HIDROCARBONETOS E METAIS TRAÇO EM SEDIMENTOS

Márcia Caruso Bicego, Departamento Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo - SP, Brasil.
E-mail: marciabicego@usp.br

Bianca Sung Mi Kim, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Satie Taniguchi, Departamento Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Rubens Cesar Lopes Figueira, Departamento Oceanografia Física, Química e Geológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

4 – SISTEMA PLANCTÔNICO

Aurea Maria Ciotti, Centro de Biologia Marinha, Universidade de São Paulo CEBIMar/USP, Rodovia Manoel Hypolito do Rego, 131,5 km, 11600-000, Cabelo Gordo, São Sebastião – SP, Brasil. E-mail: ciotti@usp.br

Catarina Marcolin, Centro de Formação em Ciências Ambientais, Universidade Federal do Sul da Bahia, Campus Sosígenes Costa, Rodovia Porto Seguro-Eunápolis BR-367, km 10, 45810-000, Porto Seguro – BA, Brasil.

Camila Negrão Signori, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Rubens Lopes, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Vivian Helena Pellizari, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

5 – SISTEMA NECTÔNICO: ICTIOFAUNA

Carmen L.D.B. Rossi Wongtschowski, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil. E-mail: cwongski@usp.br

Riguel Feltrin Contente, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

André Martins Vaz-dos-Santos, Laboratório de Esclerocronologia, Universidade Federal do Paraná, Setor Palotina, Rua Pioneiro, 2153, 85950-000, Palotina – PR, Brasil.

Lucy S. H. Soares, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Lígia Maria Salvo, Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, Avenida Prof. Lineu Prestes, 2415, 05508-900, São Paulo – SP, Brasil.

6 – SISTEMA NECTÔNICO: AVIFAUNA

Patrícia Luciano Mancini, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, MZUSP, Avenida Nazaré, 481, 04263-000, São Paulo – SP, Brasil. E-mail: patmancinibr@yahoo.com.br

Bianca Santos Matinata, Bolsista Nível Técnico CNPq, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, MZUSP, Avenida Nazaré, 481, 04263-000, São Paulo – SP, Brasil.

Luís Fábio Silveira, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, MZUSP, Avenida Nazaré, 481, 04263-000, São Paulo – SP, Brasil.

7 – SISTEMA NECTÔNICO: TARTARUGAS

Amanda Fernandes, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Universidade Estadual de Santa Cruz, UESC, Rodovia Jorge Amado, km 16, 45662-900, Ilhéus-BA, Brasil.

Riguel Feltrin Contente, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
E-mail: riguel.contente@gmail.com

8 – SISTEMA NECTÔNICO: CETÁCEOS

Diogo Destro Barcellos, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
E-mail: dbarcellos@usp.br.

Marcos Cesar de Oliveira Santos, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
E-mail: mdst@usp.br

9 – SISTEMA BENTÔNICO: SUBSTRATO NÃO CONSOLIDADO

Antônia Cecília Zacagnini Amaral, Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Rua Monteiro Lobato, 255, 13083-862, Cidade Universitária, Campinas – SP, Brasil. E-mail: ceamaral@unicamp.br

Guilherme Nascimento Corte, Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Rua Monteiro Lobato, 255, 13083-862, Cidade Universitária, Campinas – SP, Brasil.

Helio Herminio Checon, Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Rua Monteiro Lobato, 255, 13083-862, Cidade Universitária, Campinas – SP, Brasil.

Camila Fernanda da Silva, Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Rua Monteiro Lobato, 255, 13083-862, Cidade Universitária, Campinas – SP, Brasil.

Beatriz Pereira Cunha, Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Rua Monteiro Lobato, 255, 13083-862, Cidade Universitária, Campinas – SP, Brasil.

- Angélica Spagiari Godoy**, Departamento de Biologia Animal, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Rua Monteiro Lobato, 255, 13083-862, Cidade Universitária, Campinas – SP, Brasil.
- Danilo Cândido Vieira**, Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, UFPR, Avenida Beira-mar, s/n, 83255-976, Pontal do Sul, Pontal do Paraná – PR, Brasil.
- Ana Carolina Vilas-Boas**, Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, UFPR, Avenida Beira-mar, s/n, 83255-976, Pontal do Sul, Pontal do Paraná – PR, Brasil.
- Maikon Di Domenico**, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, UFPR, Avenida Beira-mar, s/n, 83255-976, Pontal do Sul, Pontal do Paraná – PR, Brasil.
- Fabiane Gallucci**, Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP, Rua Carvalho de Mendonça 144, 11070-100, Santos – SP, Brasil.
- Gustavo Fonseca**, Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP, Rua Carvalho de Mendonça 144, 11070-100, Santos – SP, Brasil.
- Eduinetty Ceci P. M. Sousa**, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
- Cristiano S. Almeida**, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
- Marcia R. Gasparro**, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
- Letícia P. Zaroni**, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
- Marília G. M. Catharino**, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), Universidade de São Paulo, USP, Avenida Prof. Lineu Prestes, 2242, 03178-200, São Paulo – SP, Brasil.
- Cláudio Lins**, Estagiário Nível Técnico, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
- Ana Júlia F. Cardoso de Oliveira**, Instituto de Biociências, Campus Experimental do Litoral Paulista, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, UNESP, Rua Infante Dom Henrique, 11330-900, São Vicente – SP, Brasil.
- Bruna Del Busso Zampieri**, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Aplicada, Campus Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, UNESP, Avenida 24 A, 1515, 13506-900, Rio Claro – SP, Brasil.
- Aline Bartelochi Pinto**, Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Aquática, Instituto de Biociências, Campus do Litoral Paulista, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Rua Infante Dom Henrique, 11330-900, São Vicente - SP, Brasil.
- Sonia A. Doi**, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Aplicada, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, UNESP, Avenida 24 A, 1515, 13506-900, Rio Claro – SP, Brasil.

Vanessa da Costa Andrade, Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Aplicada, Campus Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, UNESP, Avenida 24 A, 1515, 13506-900, Rio Claro – SP, Brasil.

10 – SISTEMA BENTÔNICO: SUBSTRATO CONSOLIDADO

Gustavo Muniz Dias, Centro de Ciências Naturais e Humanas, Universidade Federal do ABC, Rua Santa Adélia, 166, 09210-170, Santo André – SP, Brasil. E-mail: gmunizdias@gmail.com

André Luiz Pardal-Souza, Programa de Pós-graduação em Evolução e Diversidade, Centro de Ciências Naturais e Humanas, Universidade Federal do ABC, Rua Santa Adélia, 166, 09210-170, Santo André – SP, Brasil.

Karina Kitazawa, Programa de Pós-graduação em Evolução e Diversidade, Centro de Ciências Naturais e Humanas, Universidade Federal do ABC, Rua Santa Adélia, 166, 09210-170, Santo André – SP, Brasil.

Fabiane Gallucci, Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP, Rua Carvalho de Mendonça 144, 11070-100, Santos – SP, Brasil.

Gustavo Fonseca, Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP, Rua Carvalho de Mendonça 144, 11070-100, Santos – SP, Brasil. E-mail: gfonseca@unifesp.br

Ronaldo Christofolletti, Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP, Rua Carvalho de Mendonça 144, 11070-100, Santos – SP, Brasil.

11 – SISTEMA MANGUEZAL

Yara Schaeffer-Novelli, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil. E-mail: novelly@usp.br

Gilberto Cintrón-Molero, Instituto BiomaBrasil, Rua da Aurora, nº 295, Sala 502, CEP 50050-901, Caixa Postal nº 487, Bairro da Boa Vista, Recife – PE, Brasil.

Armando Soares dos Reis-Neto, Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental, Instituto de Energia e Ambiente, IEE, Universidade de São Paulo, Avenida Professor Luciano Gualberto, 1289, PO Box 05508-010, Cidade Universitária, São Paulo – SP, Brasil.

Guilherme Moraes de Oliveira Abuchahla, Instituto BiomaBrasil, Instituto BiomaBrasil, Rua da Aurora, nº 295, Sala 502, CEP 50050-901, Caixa Postal nº 487, Bairro da Boa Vista, Recife – PE, Brasil.

Luiza Callado Pinto-Neta, Diretoria de Pesquisa Científica, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rua Pacheco Leão, 915, 22460-030, Rio de Janeiro – RJ, Brasil.

Catarina Fonseca Lira-Medeiros, Diretoria de Pesquisa Científica, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rua Pacheco Leão, 915, 22460-030, Rio de Janeiro – RJ, Brasil.

12 – INTERAÇÕES TRÓFICAS

Lucy Satiko Hashimoto Soares, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil. E-mail: lsoares@usp.br

Lidia Paes Leme Arantes, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Marinella Coutinho Jacinto Pucci, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

13 – PARAMETRIZAÇÃO DOS DADOS PARA CONSTRUÇÃO DE MODELO DE TEIA TRÓFICA

Ronaldo Angelini, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Caixa Postal 1524, Campus Universitário Lagoa Nova, 59078-970, Natal – RN, Brasil. E-mail: ronangelini@gmail.com

Rafael de Almeida Tubino, Instituto de Biologia, Universidade Federal Fluminense, Campus do Valonguinho, Outeiro São João Batista, s/n°, 24020-141, Rio de Janeiro – RJ, Brasil.

14 – DIAGNÓSTICO PESQUEIRO

Marcus Henrique Carneiro, Instituto de Pesca, Centro Avançado de Pesquisa Tecnológica do Agronegócio do Pescado Marinho, Rua Joaquim Lauro Monte Claro Neto, 2275, 11680-000, Ubatuba – SP, Brasil. E-mail: mhcarneiro@ig.com.br

Antônio Olinto Ávila-da-Silva, Instituto de Pesca, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, APTA, Avenida Bartolomeu de Gusmão, 192, 11030-906, Santos – SP, Brasil.

Marcos de Souza Sakamoto, Bolsista Nível Técnico FAPESP, Instituto de Pesca, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, APTA, Avenida Bartolomeu de Gusmão, 192, 11030-906, Santos – SP, Brasil.

15 – IDENTIFICAÇÃO E VALORAÇÃO DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Paulo Antonio de Almeida Sinisgalli, Instituto de Energia e Ambiente, IEE/USP, Avenida Prof. Luciano Gualberto, 1289, 05508-900, São Paulo – SP, Brasil. E-mail: psinisgalli@usp.br

Cauê Carrilho, Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental, Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, PROCAM/IEE/USP, Avenida Prof. Luciano Gualberto, 1.289, 05508-900, São Paulo – SP, Brasil.

Bruno Meirelles de Oliveira, Programa de Pós-graduação em Ciência Ambiental, Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, PROCAM/IEE/USP, Avenida Prof. Luciano Gualberto, 1.289, 05508-900, São Paulo – SP, Brasil.

Felipe Otávio Nunes, Programa de Pós-graduação em Modelagem de Sistemas Complexos, Escola de

Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, EACH/USP, Rua Arlindo Bétio, 1000, 03828-000, São Paulo – SP, Brasil.

16 – PRÁTICA DA GESTÃO COSTEIRA INTEGRADA: DA MOBILIZAÇÃO À ELABORAÇÃO PARTICIPATIVA DE UM PLANO LOCAL DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Cláudia Regina dos Santos, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.
E-mail: biolsantos@hotmail.com

Luciana Yokoyama Xavier, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Caiuá Mani Peres, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Fernanda Terra Stori, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Natalia de Miranda Grilli, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Deborah Campos Shinoda, Graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Marina Ferreira Mourão Santana, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Mariana Martins Andrade, Programa de Pós-graduação em Oceanografia, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Carla Rani Rocha Arantes, Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, IB/USP, Rua do Matão, 321, 05508-090, São Paulo – SP, Brasil.

Marina Ribeiro Corrêa, Graduação em Ciências Biológicas, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, IB/USP, Rua do Matão, 321, 05508-090, São Paulo – SP, Brasil.

Melissa Vivacqua, Departamento de Ciências do Mar, Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP, Avenida Almirante Saldanha da Gama, 89, 11030-400, Santos – SP, Brasil.

Thiago Zagonel Serafini, Departamento de Ciências do Mar, Universidade Federal de São Paulo, UNIFESP, Avenida Almirante Saldanha da Gama, 89, 11030-400, Santos – SP, Brasil.

Pedro Roberto Jacobi, Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, IEE/USP, Avenida Professor Luciano Gualberto, 1289, 05508-010, São Paulo – SP, Brasil.

Cristiana Simão Seixas, Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais, Universidade Estadual de Campinas, NEPAM/UNICAMP, Rua dos Flamboyants, 155, 13083-867, Campinas – SP, Brasil.

Alexander Turra, Departamento de Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil. E-mail: turra@usp.br

17 – BANCO DE DADOS

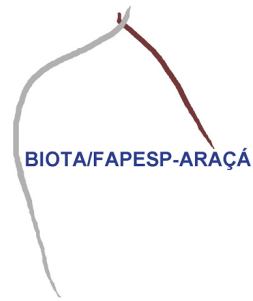
Luis Américo Conti, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, EACH/USP, Rua Arlindo Bétio, 1000, 03828-000, São Paulo – SP, Brasil. E-mail: lconti@usp.br

Deborah Shinoda, Graduação em Oceanografia, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Alynne Afonso, Bolsista Nível Técnico FAPESP, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, IOUSP, Praça do Oceanográfico, 191, 05508-120, São Paulo – SP, Brasil.

Cyntia Cid Virolli, Programa de Pós-graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, EACH/USP, Rua Arlindo Bétio, 1000, 03828-000, São Paulo – SP, Brasil.

Homero Fonseca Filho, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, EACH/USP, Rua Arlindo Bétio, 1000, 03828-000, São Paulo – SP, Brasil.



Coordenação do projeto Biota-Araçá



Fomento

