



PADRÕES DE DISPERSÃO, DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL E
BIOINDICADORES AMBIENTAIS DA MACROFAUNA BENTÔNICA NÃO
CONSOLIDADO NA BAÍA DE GUANABARA (RIO DE JANEIRO, BRASIL)

Leandro Amaro Pessoa

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Planejamento Energético.

Orientador: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Rio de Janeiro
Outubro de 2020

PADRÕES DE DISPERSÃO, DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL E
BIOINDICADORES AMBIENTAIS DA MACROFAUNA BENTÔNICA NÃO
CONSOLIDADO NA BAÍA DE GUANABARA (RIO DE JANEIRO, BRASIL)

Leandro Amaro Pessoa

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM
CIÊNCIAS EM PLANEJAMENTO ENERGÉTICO.

Orientador: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Banca Examinadora: Prof. Dr. Áthila Andrade Bertoncini

Prof. Dr. Luiz Pinguelli Rosa

Prof. Dr. Marco Aurélio dos Santos

Prof. Dr. Paulo Cesar Colonna Rosman

Prof. Dr. Thiago Gonçalves Pereira

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

OUTUBRO DE 2020

Pessoa, Leandro Amaro

Padrões de Dispersão, Distribuição Espaço-temporal e Bioindicadores Ambientais da Macrofauna Bentônica Não Consolidado na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil) / Leandro Amaro Pessoa. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2020.

134 f.

Orientador: Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós Graduação e Pesquisa de Engenharia, Programa de Pós Graduação em Planejamento Energético, 2020.

1. Bioindicadores. 2. Baía de Guanabara. 3. Bentos. 4. Mudanças Climáticas. 5. Sedimentos. I. Freitas, Marcos Aurélio Vasconcelos, orient. II. Título.

DEDICATÓRIA

Navegar é preciso !

(Fernando Pessoa)

AGRADECIMENTOS

Aos meus Pais por todo o amor e carinho na minha formação. Me ensinaram a respeitar o próximo, ser humilde, perspicaz e sempre aproveitar as oportunidades que a vida oferece. As dificuldades enfrentadas nos foram verdadeiras provações para evolução espiritual e consolidação da nossa unidade familiar. Essa vitória é de vocês, que mesmo com muitas dificuldades, acreditaram que o investimento em Educação traria bons frutos. Essa vitória vai para o jovem casal que tiveram a grande surpresa da chegada do fruto desta união e que não esmoreceram. Amo vocês!

Aos meus Irmãos Fernando Pessoa e Luiza Pessoa, na qual compartilho a arte de tentar viver uma vida bem vivida em irmandade. Com eles aprendi o verdadeiro sentido do companheirismo e partilha. Cresci com a responsabilidade de protegê-los e de ajudá-los em suas vidas, e hoje, mais velhos, e encaminhados em suas profissões, fico bem mais tranquilo ... hehehe ... Vocês são muito especiais para mim e saibam que o “irmão” mais velho sempre estará presente. Gratidão!

A minha esposa e companheira Fernanda Lana por todo o apoio, compreensão e amor. Lembro-me com uma memória muito viva da primeira vez que te vi, e hoje estamos juntos nos caminhos da vida. Ora repletos de felicidades, e ora repletos de provações, que nos fazem evoluir cada vez mais. Obrigado por toda a compreensão e apoio ao longo desses anos, não foi fácil! A busca por uma vida mais simples e feliz está cada vez mais próxima agora! Te amo!

Ao Marcos Freitas por todo o apoio e confiança ao longo desses anos. A prática da liderança e gestão de pessoas em projeto multidisciplinares é uma de suas maiores qualidades. Sempre com um sorriso no rosto, pronto para ouvir ideias e ajudar no que for possível. Sem sombra de dúvidas, um grande aprendizado ao longo desses anos de convivência! Muito obrigado!

Ao Carlos Alejandro Echeverría por todo o aprendizado e anos de trabalhos juntos. Desde a graduação sempre ajudando e permitindo a obtenção do conhecimento além dos livros. Conhecimentos que me moldaram não só como pessoa, mas como Profissional. Eterna gratidão!

Ao Paulo Cesar de Paiva por sua simplicidade e recepção em todos os momentos de dúvidas ao longo destes anos. Sempre o admirei como pessoa, profissional e me

espelho muito nas práticas de convivência e transmissão do conhecimento na qual tive oportunidade de presenciar. Obrigado, Professor!

Ao corpo docente do PPE pelos ensinamentos. O desafio de realizar o Doutorado no PPE/COPPE/UFRJ foi bastante árduo e um grande desafio. E agradeço o enorme conhecimento que obtive com os grandes profissionais deste departamento. Muito obrigado!

Ao corpo administrativo do PPE pelo apoio, em especial a Sandra e ao Paulo, ao longo desses anos. Por muitas vezes me receberam com bastante carinho e atenção em inúmeras ocasiões. Vocês fazem a diferença para muitos, saibam disso! Muito obrigado!

Aos amigos(as) do IVIG que me ensinaram muito ao longo destes anos em projetos multidisciplinares, convivência com os diferentes setores (Resíduos, Energia, Portos, Engenharia, Ambiental, RH, Serviços Gerais, entre outros) e o convívio sempre agradável que obtive com vocês por muitos anos.

Aos amigos(as) do PPE que lutaram juntos comigo nas difíceis etapas deste Doutorado. Em especial ao Rafael Rosas (Bobby), Fernanda Buenaga, Silvana Spig, José Henrique Barbosa, Rafael Cândido, Priscila Aranha, Tiago Tourinho, Denise Matos, Alessandra Viana, Mariana Padilha, Sara Monalisa, Paula Nogueira, Monique Branco, Natália Barbosa, Vitor Guimarães e muitos outros amigos que compartilharam essa etapa comigo.

A Ana Ligia Favaro dos Santos e Laura Aguilera Jiménez que me apoiaram na elaboração dos cenários de dispersão na modelagem do SISBAHIA e que foram imprescindíveis nesta etapa. Muito obrigado!

Aos meus Amigos de Infância que entenderam a minha ausência em diversos eventos que não pude participar por conta dos estudos e desenvolvimento da Tese. Em especial ao meu grande amigo Rafael Sobral, que recentemente me deu a enorme oportunidade de partilhar o crescimento da minha linda afilhada Mariana junto com a minha Comadre Lilian Vieira. Que saudades de vocês! Agora o “Dindo” terá mais tempo e será mais presente! Amo vocês! Aos grandes amigos de Mar e Bar da Corsários Divers. VIDA LONGA AOS CORSÁRIOS!!!

Aos amigos da Petrobras Transporte S.A. – TRANSPETRO, em especial o Fernando Moura e Caio Proetti, que entenderam as dificuldades em algumas situações para a finalização da Tese e que sempre me apoiaram mesmo com a nossa pesada rotina de trabalho. Obrigado pela força, Equipe Biodiversidade!

A Petróleo Brasileiro S.A. - PETROBRAS pelo financiamento do projeto “Caracterização da estrutura da macrofauna de infralitoral da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil” do programa de “Avaliação Ambiental da Baía de Guanabara”.

A CAPES pelo financiamento do projeto “Balanço das importações e exportações de material em suspensão e dissolvido nas águas da Baía de Guanabara: influência nos processos físico-biológicos” do Programa Ciências do Mar III – CAPES.

A conclusão desta etapa é fruto da coletividade, da participação de diversos atores que foram importantíssimos ao longo desta trajetória. Aqui, registro a minha eterna gratidão à todos(as) vocês!

E para finalizar, Vida longa à Universidade do Brasil (Universidade Federal do Rio de Janeiro)!!! Uma grande honra concluir esta etapa em seu primeiro centenário. Um grande divisor de águas não só na minha vida, mas também de muitos brasileiros que permitiram sonhar e ver este sonho se tornar realidade. O jovem que ingressou em 2003 para cursar Ciências Biológicas, hoje realiza um sonho! Viva à Universidade pública, gratuita e de qualidade.

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

PADRÕES DE DISPERSÃO, DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL E
BIOINDICADORES AMBIENTAIS DA MACROFAUNA BENTÔNICA NÃO
CONSOLIDADO NA BAÍA DE GUANABARA (RIO DE JANEIRO, BRASIL)

Leandro Amaro Pessoa

Outubro/2020

Orientador: Dr. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Programa: Planejamento Energético

Invertebrados associados ao sedimento são sensíveis às alterações naturais e/ou antrópicas nos ecossistemas aquáticos. A distribuição das espécies foi estudada de 2005 até 2007 com amostras coletadas em dez estações durante seis campanhas (seco, pré e pós-chuvoso). Em cada estação, dez réplicas foram coletadas com *Gravity corer* ou por mergulho livre. Dados abióticos foram coletados com garrafa *van Dorn* (água de fundo) e busca fundo *Ekman* (granulometria). As estações foram agrupadas em setores (Entrada, Intermediária e Interna) baseadas nos dados abióticos e localização. O mosaico do substrato não consolidado infere que variáveis estruturais e padrões de distribuição temporal foram influenciados por parâmetros que indicam poluição e intrusão de ACAS (Água Central do Atlântico Sul). Cenários de dispersão dos invertebrados bentônicos na coluna d'água (hiperbentos) para intrusão salina e superfície foram elaboradas nas seguintes condições meteoceanográficas: tempo bom x ruim, maré de sizígia x quadratura e inverno x verão. A RDA e RDA Parcimoniosa para todos os anos e em separado evidenciou táxons indicadores com elevada dominância nos setores. Bivalves da espécie *Ervilia concentrica* e ostracodes da família Cypridinidae são indicadores de alterações naturais e/ou antrópicas no setor da Entrada, enquanto ostracodes *Cyprideis salebrosa* e *Cyprideis* sp. para o Intermediário e gastrópode *Heleobia australis* para o Interno. A PERMANOVA indicou sazonalidade regular entre campanhas para o primeiro ano ($p < 0.05$) e padrão atípico para o segundo ($p > 0.05$), devido à baixa pluviosidade observada nesse período, evidenciando respostas às mudanças climáticas e estão sendo observadas em outros estuários em ciclos decenais. Com isso, podem ser utilizados bioindicadores ambientais para alterações naturais e/ou antrópicas de curto, médio e longo prazo em sistemas estuarinos.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

DISPERSION PATTERNS, SPATIO-TEMPORAL DISTRIBUTION AND ENVIRONMENTAL BIOINDICATORS ON SOFT-BOTTOM MACROBENTHIC IN GUANABARA BAY (RIO DE JANEIRO, BRAZIL)

Leandro Amaro Pessoa

Outubro/2020

Advisor: Dr. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas

Department: Energy Planning

Invertebrates associated with sediment are sensitive to natural and/or anthropogenic changes in aquatic ecosystems. The species distribution was studied from 2005 to 2007 with samples collected in ten seasons during six surveys (dry, pre and late rainy). In each season, ten replicas were collected with Gravity corer or by free diving. Abiotic data were collected with a van Dorn bottle (bottom water) and an Ekman sampler (granulometry). The stations were grouped into sectors (Entrance, Intermediate and Internal) based on abiotic data and location. The mosaic of the softbottom infers that structural variables and patterns of temporal distribution were influenced by parameters that indicate pollution and intrusion by SACW (South Atlantic Central Water). Dispersion scenarios of the benthic invertebrates in the water column (hiperbentos) for saline wedge and surface were elaborated in the following meteorological conditions: good x bad weather, spring tide x neap tide and winter x summer. RDA and RDA Partial for all years and separately showed indicator taxa with high dominance in the sectors. Bivalves of the species *Ervilia concentrica* and ostracodes of the family Cypridinidae are indicators of natural and/or anthropic changes in the Entrance sector, while ostracodes *Cyprideis salebrosa* and *Cyprideis* sp. for the Intermediate and gastropod *Heleobia australis* for the Internal. PERMANOVA indicated regular seasonality between surveys for the first year ($p < 0.05$) and an atypical pattern for the second year ($p > 0.05$), due to the low rainfall observed in this period, showing responses to climate change and which are being observed in other estuaries in ten-year cycles. Thereby, environmental bioindicators can be used for short, medium and long term natural and/or anthropogenic changes in estuarine systems.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE ABREVIATURAS.....	18
1. INTRODUÇÃO	22
1.1 ÁREA DE ESTUDO	35
2. OBJETIVOS.....	41
2.1. OBJETIVO GERAL.....	41
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	41
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	42
3.1. AMOSTRAGEM DO SEDIMENTO	42
3.2. SAZONALIDADE PLUVIOMÉTRICA.....	46
3.3. VARIÁVEIS ABIÓTICAS.....	48
3.4. TRATAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS.....	49
3.5. ELABORAÇÃO DOS CENÁRIOS DE DISPERSÃO.....	52
4. RESULTADOS.....	63
4.1. INVERTEBRADOS BENTÔNICOS E VARIÁVEIS ABIÓTICAS.....	63
4.2. SAZONALIDADE PLUVIOMÉTRICA E OCEANOGRÁFICA	73
4.3. ANÁLISES EXPLORATÓRIAS E PADRÕES ECOSISTÊMICOS	75
4.4. DISPERSÃO EM DIFERENTES CONDIÇÕES METEOCEANOGRÁFICAS	93
5. DISCUSSÃO.....	109
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS	119
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	120

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Representação esquemática da fauna bentônica de substrato não consolidado no plano bi e tridimensional (extraído de OLSEN *et al.*, 1984). 23
- Figura 2. Esquema ilustrativo dos principais fluxos de matéria e energia para peixes bentônicos evidenciando a participação do Hiperbentos (extraído e modificado de PAPIOL *et al.*, 2014). 25
- Figura 3. Representação esquemática evidenciando a característica do perfil do sedimento e a camada óxica com a presença e ausência das atividades dos invertebrados bentônicos (extraído de SOLAN *et al.*, 2019). 26
- Figura 4. Representação esquemática evidenciando as possibilidades de migrações ativas e/ou passivas dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (extraído e modificado de MALDONADO & YOUNG, 2003). 27
- Figura 5. Representação esquemática da migração ativa dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (extraído e modificado de ARMONIES, 1994). ... 28
- Figura 6. Representação esquemática dos diversos fatores e influências que induzem a migração ativa e passiva dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (ARMONIES, 1994). 29
- Figura 7. Representação esquemática das diferentes estratégias e ocasiões para a realização da migração ativa dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento *MHW= *Mean High Water* e *MLW = *Mean Low Water* (ARMONIES, 1994). 30
- Figura 8. Representação esquemática da migração passiva dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento por meio da intensidade da força das correntes (extraído e modificado de ARMONIES, 1994). 32
- Figura 9. Representação esquemática dos vetores de corrente junto ao leito submarino na qual influenciam na migração passiva dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (extraído e modificado de ARMONIES, 1994). 32
- Figura 10. Diferentes estratégias utilizadas pelo gastrópode *Heleobia australis* para migração ativa (A – entrar no sedimento; B – aderir a superfícies disponíveis e ser

carreado pelas correntes e C – inflar a concha com gás e ir para a coluna d'água a (ECHEVERRÍA <i>et al.</i> , 2010).	33
Figura 11. A bacia hidrográfica da Baía de Guanabara evidenciando todos os seus cursos d'água e as suas microbacias em cores distintas (extraído de https://www.umces.edu/guanabara-bay-report-card).....	37
Figura 12. Embarcação utilizada para as amostragens da fauna de sedimento na Baía de Guanabara.....	42
Figura 13. Operação de amostragem da fauna bentônica de substrato não consolidado por meio do amostrador <i>Gravity-corer</i>	43
Figura 14. Amostra obtida por meio do amostrador <i>Gravity-corer</i> evidenciando a camada superficial (óxica) e a integridade do perfil vertical.	44
Figura 15. A Baía de Guanabara e a localização das estações de coleta.	45
Figura 16. Média mensal de pluviosidade acumulada (linha descontínua) durante o período de estudo. A linha contínua representa a normal climatológica (1961-1990). D1 (Dry 1 – Período seco 1), ER1 (Early Rainy 1 – Pré-chuvoso 1), LR1 (Late Rainy 1 – Pós- chuvoso 1), D2 (Dry 2 – Período seco 2), ER2 (Early Rainy 2 – Pré-chuvoso 2) e LR2 (Late Rainy 2 – Pós-chuvoso 2) (extraído de PESSOA <i>et al.</i> , 2020).	47
Figura 17. Representação das linhas de contorno das margens do continente e das ilhas da Baía de Guanabara.	56
Figura 18. Representação da inserção da malha de discretização no croqui criado com as linhas de contorno.	57
Figura 19. Representação da profundidade após a inserção dos dados batimétricos.	58
Figura 20. Representação evidenciando o mosaico de sedimentos ao longo de toda a Baía de Guanabara (Adaptado de Amador, 1997; 2012; Kaufmann, 2009).	59
Figura 21. Representação da distribuição da rugosidade do leito submarino da Baía de Guanabara.....	61
Figura 22. Localização das estações metereológicas que permitiram a integração dos dados de vento.....	62

Figura 23. Exemplar do gastrópode <i>Heleobia australis</i> (extraído de <i>World Register of Marine Species</i> – WoRMS – marinespecies.org).....	63
Figura 24. Imagem obtida por meio de uma microscopia eletrônica de varredura das valvas de um ostracode adulto da espécie <i>Cyprideis</i> sp. (A – lado externo e B – lado interno (extraído de <i>World Register of Marine Species</i> – WoRMS – marinespecies.org).	64
Figura 25. Ilustração do bivalve <i>Americuna besnardi</i> (extraído e modificado de KLAPPENBACH, 1963).	65
Figura 26. Imagem obtida por meio de uma microscopia eletrônica de varredura das valvas de um ostracode adulto da espécie <i>Cyprideis salebrosa</i> (fêmea – esquerda e macho – direita) (extraído de STOUT, 1981).	65
Figura 27. Exemplar do bivalve <i>Ervilia concentrica</i> (extraído de <i>World Register of Marine Species</i> – WoRMS – marinespecies.org).....	66
Figura 28. Exemplar de bivalve da família Mytilidae (extraído de https://naturalhistory.museumwales.ac.uk/).....	67
Figura 29. Exemplar de ostracode da família Cypridinidae (extraído de https://eol.org).	68
Figura 30. Distribuição em porcentagem dos principais grupos taxonômicos dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento encontrados durante as campanhas ao longo dos dois ciclos anuais (2005 até 2007).	68
Figura 31. Distribuição em porcentagem dos principais táxons dominantes encontrados durante as campanhas ao longo dos dois ciclos anuais.	69
Figura 32. Dendrograma em modo Q (Distância Euclidiana – UPGMA) das variáveis ambientais abióticas da Água de Fundo (Ex.: III28 – 3º campanha da estação BG28). .	71
Figura 33. Dendrograma em modo Q (Distância Euclidiana – UPGMA) das variáveis ambientais do sedimento (Ex.: III28 – 3º campanha da estação BG28).....	72
Figura 34. Dados abióticos da água de fundo ao longo das estações pré-definidas (D – Dry Season / Período Seco; ER – Early Rainy / Período Pré Chuvoso e LR – Late Rainy / Período Pós Chuvoso) ao longo dos quatro setores da Baía de Guanabara (EPA Guapimirim / APA Guapimirim – BG 18 e BG 19; Impacted / Impactado – BG 10, BG	

25 e BG 28; Central / Intermediário – BG 09, BG 13 e BG 14/ Outer / Externo – BG 02 e BG 03) (extraído de PESSOA et al., 2020)..... 74

Figura 35. Dendrograma em modo Q (Bray-Curtis – UPGMA) evidenciando as estações e campanhas dos táxons encontrados. 76

Figura 36. Dendrograma em modo R (Bray Curtis – UPGMA) evidenciando os táxons encontrados no sedimento da Baía de Guanabara ao longo dos dois ciclos anuais (2005 a 2007). 77

Figura 37. Análise de Redundância (RDA) permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas ao longo dos dois ciclos anuais (2005 a 2007). 79

Figura 38. Análise de Redundância (RDA) Parcimoniosa permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas ao longo dos dois ciclos anuais (2005 a 2007) e evidenciando que as variáveis explanatórias significativas foram: argila (CLAY), areia fina (FINE_SAND), assimetria (SKW), material particulado em suspensão (MPS), oxigênio dissolvido (OD), nitrato (NO3) e nitrito (NO2). 81

Figura 39. Análise de Redundância (RDA) permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas no primeiro ciclo anual (2005 a 2006). 83

Figura 40. Análise de Redundância (RDA) Parcimoniosa permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas no primeiro ciclo anual (2005 a 2006) e evidenciando que as variáveis explanatórias significativas foram: selecionamento (CLAY), areia média (MD_SAND), oxigênio dissolvido (OD), salinidade (SAL) e nitrito (NO2). 85

Figura 41. Análise de Redundância (RDA) permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas no segundo ciclo anual (2006 a 2007). 87

Figura 42. Análise de Redundância (RDA) Parcimoniosa permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas no segundo ciclo anual (2006 a 2007) e evidenciando que as variáveis explanatórias significativas foram: areia fina (FINE_SAND), areia média (MD_SAND), assimetria (SKW) e nitrato (NO3)..... 89

Figura 43. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo bom em uma maré de quadratura. 94

Figura 44. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.	94
Figura 45. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo bom em uma maré de sizígia.	96
Figura 46. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo ruim em uma maré de sizígia.	96
Figura 47. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de quadratura.	98
Figura 48. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24 e 72 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.	98
Figura 49. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de sizígia.	100
Figura 50. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de sizígia.	100
Figura 51. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo bom em uma maré de quadratura.	102
Figura 52. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.	102
Figura 53. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo bom em uma maré de sizígia.	104
Figura 54. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo ruim em uma maré de sizígia.	104

Figura 55. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de quadratura.106

Figura 56. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24 e 72 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.106

Figura 57. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72, 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de sizígia.108

Figura 58. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de sizígia.108

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. PERMANOVA com todos os táxons entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade)..... 90
- Tabela 2. PERMANOVA dos moluscos entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade)..... 91
- Tabela 3. PERMANOVA dos gastrópodes entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade)..... 91
- Tabela 4. PERMANOVA dos bivalves entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade)..... 91
- Tabela 5. PERMANOVA dos crustáceos entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade)..... 92
- Tabela 6. PERMANOVA dos poliquetos entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade)..... 92

LISTA DE ABREVIATURAS

LISTA DE ACRÔNIMOS DOS TÁXONS E DAS ESPÉCIES

LIS	<i>Listriella titinga</i>	AMPHIPODA
MIC	<i>Microphoxus breviramus</i>	AMPHIPODA
TIB	<i>Tiburonella viscana</i>	AMPHIPODA
GIB	<i>Giberosus</i> sp.	AMPHIPODA
BIR	<i>Birubius</i> sp.	AMPHIPODA
COR	Corophiidae	AMPHIPODA
EUD	<i>Eudevenopus</i> sp.	AMPHIPODA
EUR	<i>Eurydice</i> sp.	AMPHIPODA
MCR	<i>Macrochiridothea</i> sp.	AMPHIPODA
ERI	<i>Erichthonius brasiliensis</i>	BIVALVIA
NUC	<i>Nucula semiornata</i>	BIVALVIA
CAR	<i>Carditamera micella</i>	BIVALVIA
AME	<i>Americuna besnardi</i>	BIVALVIA
CRA1	<i>Crassinella marplatensis</i>	BIVALVIA
CRA2	<i>Crassinella martinicensis</i>	BIVALVIA
ERV	<i>Ervilia concentrica</i>	BIVALVIA
SEM1	<i>Semele nuculoides</i>	BIVALVIA
SEM2	<i>Semele purpurascens</i>	BIVALVIA
CHI	<i>Chione cancellata</i>	BIVALVIA
MUS	<i>Musculus lateralis</i>	BIVALVIA
BOT	<i>Botula fusca</i>	BIVALVIA
ANO	<i>Anomalocardia brasiliiana</i>	BIVALVIA
GOU	<i>Gouldia cerina</i>	BIVALVIA
TRA1	<i>Transennella cubaniana</i>	BIVALVIA
TRA2	<i>Transennella stimpsoni</i>	BIVALVIA
THR	<i>Thracia similis</i>	BIVALVIA
LAS	<i>Lasaea adansoni</i>	BIVALVIA
ABR	<i>Abra cfuruguayensis</i>	BIVALVIA
TEL	<i>Tellina exerythra</i>	BIVALVIA
COR	<i>Corbula cubaniana</i>	BIVALVIA
LUC	<i>Lucina pectinata</i>	BIVALVIA
CTE	<i>Ctena pectinella</i>	BIVALVIA
HIA	<i>Hiatella arctica</i>	BIVALVIA
MOD	<i>Modiolus carvalhoi</i>	BIVALVIA
PIC	<i>Pinctada imbricata</i>	BIVALVIA
MDL	<i>Modiolus</i> sp.	BIVALVIA
CTN	<i>Ctena</i> sp.	BIVALVIA
SML	<i>Semele</i> sp.	BIVALVIA
TLN	<i>Tellina</i> sp.	BIVALVIA
OLV	<i>Olivella</i> sp.	BIVALVIA
HUT	<i>Hutchinsoniella macracantha</i>	CEPHALOCARIDA
NEB	<i>Neballa</i> sp.	CEPHALOCARIDA

CUM	Cumacea	CUMACEA
PIN	<i>Pinnixa chaetoptera</i>	DECAPODA
POR	<i>Portunus ventralis</i>	DECAPODA
PRO	<i>Processa hemphilli</i>	DECAPODA
UPO	<i>Upogebia omissa</i>	DECAPODA
PAG	Paguridae	DECAPODA
ALB	<i>Albunea paretii</i>	DECAPODA
CRO	<i>Cronius</i> sp.	DECAPODA
CAE1	<i>Caecum brasiliicum</i>	GASTROPODA
GAB	<i>Gabrielona sulcifera</i>	GASTROPODA
BIT	<i>Bittiolium varium</i>	GASTROPODA
CAE2	<i>Caecum someri</i>	GASTROPODA
CAE3	<i>Caecum ryssotitum</i>	GASTROPODA
FIN	<i>Finella dubia</i>	GASTROPODA
HEL	<i>Heleobia australis</i>	GASTROPODA
NAT	<i>Natica pusilla</i>	GASTROPODA
OLI	<i>Olivella minuta</i>	GASTROPODA
TEI	<i>Teinostoma coccolitoris</i>	GASTROPODA
PAR	<i>Parviturboides interruptus</i>	GASTROPODA
AES	<i>Aesopus stearnsii</i>	GASTROPODA
MEL	<i>Melanella arcuata</i>	GASTROPODA
ALV	<i>Alvania faberi</i>	GASTROPODA
ANA	<i>Anachis isabellei</i>	GASTROPODA
ACT1	<i>Acteocina bidentata</i>	GASTROPODA
ACT2	<i>Acteocina bullata</i>	GASTROPODA
NAS	<i>Nassarius vibex</i>	GASTROPODA
CRY	<i>Chrysallida</i> sp.	GASTROPODA
ODS	<i>Odostomia</i> sp.	GASTROPODA
TRB	<i>Turbonilla</i> sp.	GASTROPODA
CRT	<i>Cerithiopsis</i> sp.	GASTROPODA
EPT	<i>Epitonium</i> sp.	GASTROPODA
MLN	<i>Melanella</i> sp.	GASTROPODA
NTC	<i>Natica</i> sp.	GASTROPODA
RSN	<i>Rissoina</i> sp.	GASTROPODA
MYS	Mysidacea	MYSIDACEA
AUR	<i>Aurila ornellasae</i>	OSTRACODA
CSA	<i>Cyprideis salebrosa</i>	OSTRACODA
CYP	<i>Cyprideis</i> sp.	OSTRACODA
BAR	Bairdiidae	OSTRACODA
CYT	Cytherideidae	OSTRACODA
CYL	Cyindroleberididae	OSTRACODA
MAC	<i>Macrocyprina</i> sp.	OSTRACODA
CYP	Cypridinidae	OSTRACODA
URO	<i>Urocythereis</i> sp.	OSTRACODA
HEM	Hemicytheridae	OSTRACODA
CAP	<i>Capitella capitata</i>	POLYCHAETA

ARI	<i>Aricidea (Acmira) taylori</i>	POLYCHAETA
GYP	<i>Gyptis callithrix</i>	POLYCHAETA
ORB	<i>Orbinia johnsoni</i>	POLYCHAETA
PAR	<i>Paraprionospio pinnata</i>	POLYCHAETA
SPI1	<i>Spio quadrisetosa</i>	POLYCHAETA
OWE	<i>Owenia fusiformis</i>	POLYCHAETA
NAI	<i>Naineris setosa</i>	POLYCHAETA
SIG	<i>Sigalion taquari</i>	POLYCHAETA
MAG	<i>Magelona crenulata</i>	POLYCHAETA
GLY	<i>Glycera americana</i>	POLYCHAETA
GON	<i>Goniadides carolinae</i>	POLYCHAETA
SPI2	<i>Spiochaetopterus nonatoi</i>	POLYCHAETA
POL	<i>Polydora websteri</i>	POLYCHAETA
STR	<i>Streblospio benedicti</i>	POLYCHAETA
SCO	<i>Scoloplos</i> sp.	POLYCHAETA
ALL	<i>Allia</i> sp.	POLYCHAETA
ARC	<i>Aricidea</i> sp.	POLYCHAETA
HMP	<i>Hemipodia</i> sp.	POLYCHAETA
GND	<i>Goniada</i> sp.	POLYCHAETA
ONP	Onuphidae	POLYCHAETA
KIN	<i>Kinbergonuphis</i> sp.	POLYCHAETA
PIO	<i>Pionosyllis</i> sp.	POLYCHAETA
MSC	<i>Mesochaetopterus</i> sp.	POLYCHAETA
THR	<i>Tharyx</i> sp.	POLYCHAETA
MGL	<i>Magelona</i> sp.	POLYCHAETA
PCL	<i>Poecilochaetus</i> sp.	POLYCHAETA
SAB	Sabellidae	POLYCHAETA
SPN	Spionidae	POLYCHAETA
APS	<i>Apoprionospio</i> sp.	POLYCHAETA
DSP	<i>Dispio</i> sp.	POLYCHAETA
PNS	<i>Prionospio</i> sp.	POLYCHAETA
LMP	<i>Limopsis</i> sp.	POLYCHAETA
MTL	Mytilidae	POLYCHAETA
KAL	<i>Kalliapseudes schubarti</i>	TANAIDACEA
SKU	<i>Skuphonura</i> sp.	TANAIDACEA
TAN	Tanaidacea	TANAIDACEA

LISTA DE ACRÔNIMOS DAS VARIÁVEIS AMBIENTAIS.

TEMP	Temperatura
DO	Oxigênio Dissolvido
ORT	Ortofosfato
NH4	Amônia
NO2	Nitrito
NO3	Nitrato
CLO	Clorofila
SAL	Salinidade
TPs	Fósforo Total
NTs	Nitrogênio Total
SPM	Material Particulado em Suspensão
FSAN	Areia Fina
MSAN	Areia Média
SOR	Selecionamento
SKW	Assimetria

1. INTRODUÇÃO

Os sedimentos estão presentes em quase todos os ecossistemas aquáticos (SNELGROVE, 1997), todo ou pelo menos parte do ciclo de vida de um grande número de espécies está associado a eles (ALONGI, 1989; DAY *et al.*, 1989). Os invertebrados que vivem nessas condições recorrem a várias estratégias de alimentação, dispersão, locomoção, entre outras (GRAY & ELLIOTT, 2009), que são relevantes na dinâmica dos ecossistemas aquáticos como um todo. Um exemplo disso foi observado por Lopez & Levinton (1987) em detritívoros, quando se alimentavam de matéria orgânica. As amostras macrobêntônicas retidas após lavagem ou peneiramento em uma malha de 0,5 mm são compostas principalmente de poliquetas, crustáceos, moluscos, entre outros (LITTLE, 2000). Outro aspecto vital da dinâmica é a presença de bioturbadores envolvidos na reciclagem de nutrientes e na aeração do sedimento. As medidas para aumentar as camadas óxicas são exercidas pela presença de espécies que retrabalham o sedimento promovendo a formação de galerias (DIAZ & ROSENBERG, 1995; MERMILLOD-BLONDIN & ROSENBERG, 2006; ROSENBERG, 2001).

Em ambientes de fundo não consolidado, os indivíduos que vivem no sedimento são extremamente diversos e com a presença de vários táxons (SNELGROVE, 1999). Esse processo de mistura facilita a suspensão através da turbulência gerada dos nutrientes e matéria orgânica na coluna d'água, permitindo maior acesso dos produtores e detritívoros a esses compostos em comparação com outros ecossistemas aquáticos (DAY *et al.*, 2009; GRAY & ELLIOTT, 2009; LITTLE, 2000) (Figura 1).

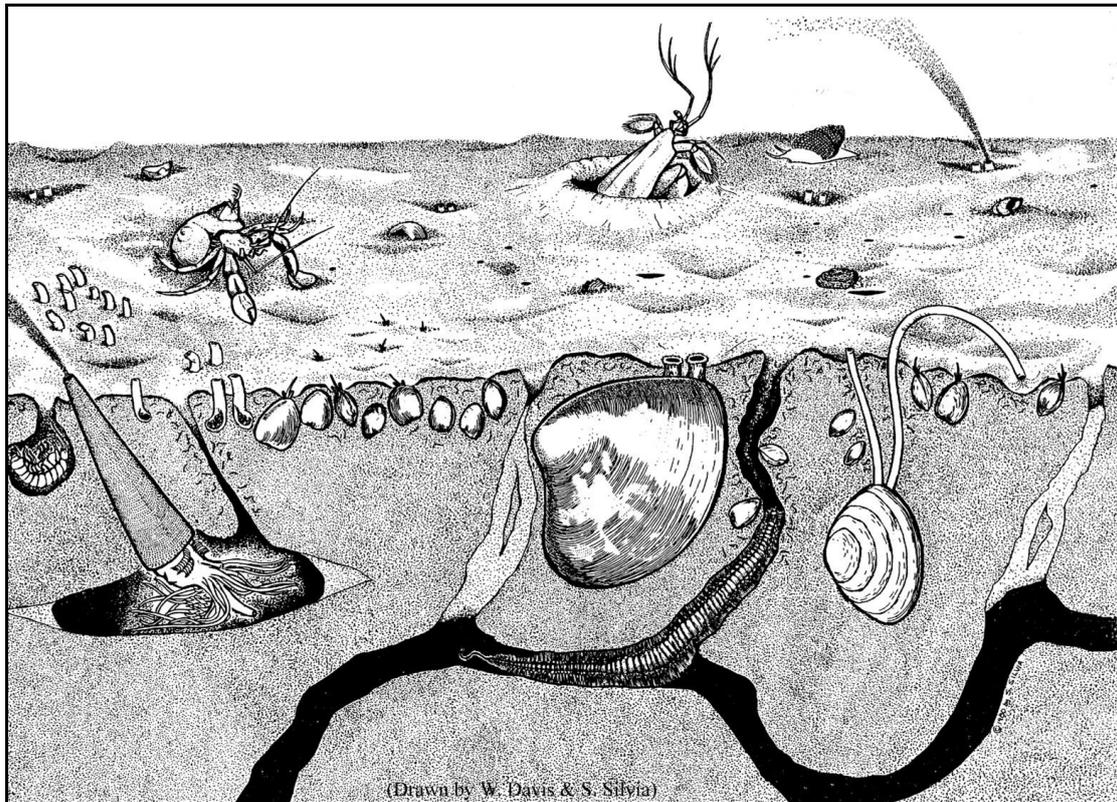


Figura 1. Representação esquemática da fauna bentônica de substrato não consolidado no plano bi e tridimensional (extraído de OLSEN *et al.*, 1984).

Dessa forma, os estuários são considerados um dos ecossistemas mais produtivos do planeta, com taxas de produtividade maiores que as florestas tropicais e recifes de coral (VALIELA, 1995). A natureza espacial e temporal desses estuários é regulada por variáveis ambientais (diversificando de salinidade a condições biogeoquímicas alteradas, potencial redox, pH, oxigênio dissolvido e outros) diante das variações de maré e continentais (SNELGROVE, 1997; 1999).

As comunidades bentônicas têm uma grande diferença em relação às outras comunidades quanto ao seu uso como indicadores ambientais. Essa característica é inerente à maioria dos grupos sedentários ou sésseis, quando comparados aos grupos que apresentam maior grau de mobilidade e se deslocam rapidamente para outras áreas. Vários fatores ambientais determinam a estrutura de uma comunidade bentônica em ambientes marinhos e estuarinos (GRAY & ELLIOTT, 2009), envolvendo especialmente elementos estruturais de sedimentos, como matéria orgânica disponível, granulometria, entre outros (CARVALHO *et al.*, 2005; GRAY & ELLIOTT, 2009; SNELGROVE, 1997). Além disso, a massa de água no fundo também exerce uma forte

influência na composição específica da comunidade. Os invertebrados macrobentônicos são essenciais para manter o fluxo de matéria e energia nas regiões estuarinas, assimilando detritos. Esse ciclo é fundamental no processamento de matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes (SNELGROVE, 1997; 1999).

A dinâmica do estuário envolve estressores ambientais específicos, compostos por uma ampla gama de variáveis abióticas, como salinidade, oxigênio dissolvido, pH e outras, cuja ação é intensificada pelo fluxo de água doce em períodos de chuva e ação das marés (PERILLO *et al.*, 2009). A sensibilidade dos ecossistemas a certos impactos antropogênicos é influenciada por alguns fatores ambientais, tais como, estrutura granulométrica, hidrodinamismo, permeabilidade, produtividade, renovação do fluxo de corpos d'água, composição específica desse ecossistema, entre outros (BAPTISTA NETO *et al.*, 2005, 2006; BORGES *et al.*, 2009, 2014; MARAZZO & VALENTIN, 2004; SOARES-GOMES *et al.*, 2010; VENTURA *et al.*, 2002; XAVIER *et al.*, 2002).

Essas respostas devem-se principalmente ao modo de locomoção desses indivíduos, principalmente os sésseis ou com baixa mobilidade, permitindo que sejam utilizados como bons indicadores ambientais. Variações na diversidade, equitabilidade, riqueza e densidade de espécies são fortes indicadores da qualidade do meio ambiente e atuam como parâmetros para monitorar os processos de recuperação ambiental (SCHINDLER, 1987; UNDERWOOD, 1991; 1992; 1994). O macrobentos com suas populações coexistindo entre si no meio ambiente, compondo associações de organismos, altas densidades de algumas espécies, modificações morfológicas ou comportamentais podem refletir essas condições locais (SNELGROVE, 1999).

O amplo conhecimento dos principais grupos permite avaliar e identificar eventos de poluição e degradação para níveis taxonômicos mais elevados, subsidiando projetos de monitoramento ou recuperação ambiental (DAUVIN *et al.*, 2003; ELLIS, 1985; WARWICK, 1988). Além disso, as abordagens que consideram a análise de custo-benefício para obter resultados significativos aumentaram muito nos últimos anos, por meio de estudos que validam a metodologia em aspectos como malha utilizada, resolução taxonômica, esforço amostral e variação sazonal (AMMANN *et al.* 1997; ELLIS, 1985; THOMPSON *et al.*, 2003).

Nas regiões tropicais, o regime pluviométrico nos estuários é bem definido nas estações chuvosa e seca. Dessa forma, há uma forte influência da entrada de água doce

das bacias hidrográficas estuarinas e uma intensa hidrodinâmica com acentuadas flutuações de salinidade (KJERFVE *et al.*, 1997; PARANHOS & MAYR, 1993, PRITCHARD, 1967). Essa característica promove aos estuários uma alta importância ecológica como viveiro de várias espécies de peixes e invertebrados, além de áreas de reprodução e alimentação, proporcionando alta produção a partir da entrada de matéria orgânica e nutrientes de sua bacia hidrográfica (GILLANDERS & KINGSFORD, 2002; MCLEOD & WING, 2008) (Figura 2).

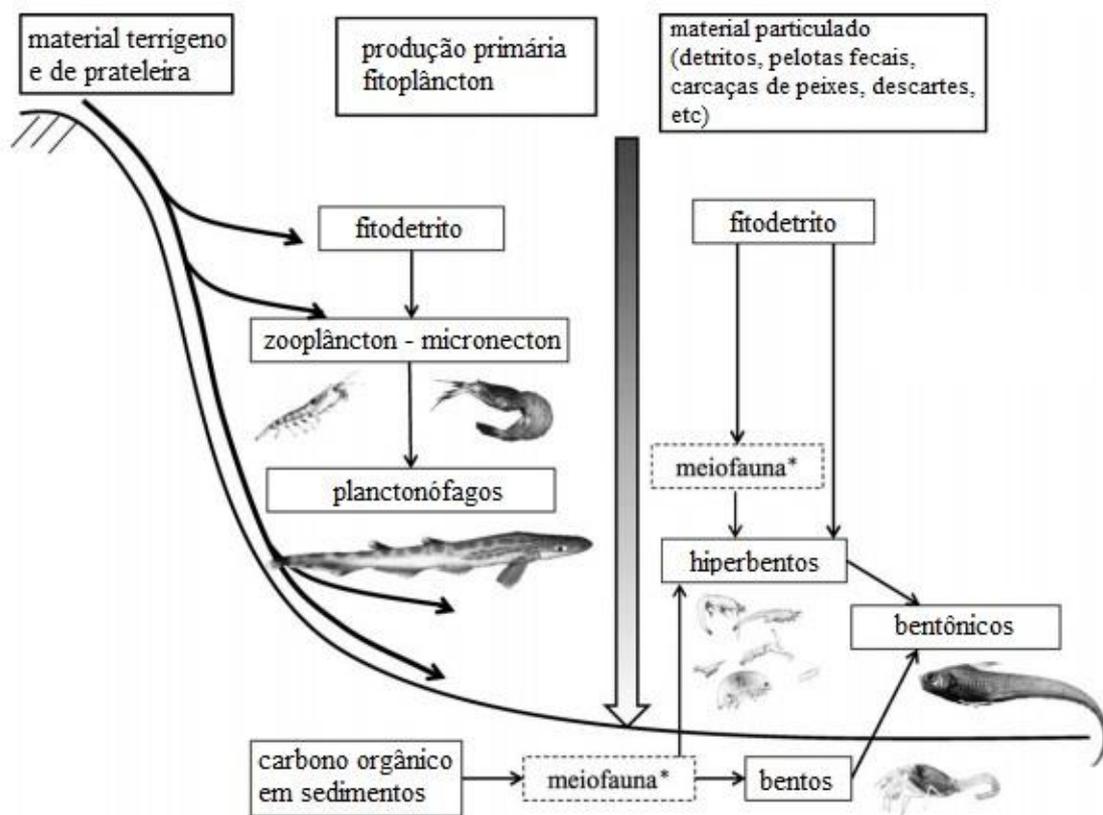


Figura 2. Esquema ilustrativo dos principais fluxos de matéria e energia para peixes bentônicos evidenciando a participação do Hiperbentos (extraído e modificado de PAPIOL *et al.*, 2014).

Os distúrbios antropogênicos, por meio de modificações nas características físicas e químicas dos sedimentos, são refletidos nas mudanças na estrutura e nas interações tróficas das comunidades bentônicas (ELLIOT & QUINTINO, 2007). Esse fenômeno é notado especialmente em ecossistemas em recuperação de atividades recentes, como dragagem, aterros sanitários, instalação de dutos, entre outros, nos quais

ocorrem mudanças na riqueza, na escassez de diversidade, no aparecimento de espécies oportunistas e na adaptação morfológica e fisiológica da fauna (COUTINHO *et al.*, 2014; KFOURI *et al.*, 2005; LARDOSA *et al.*, 2013; MENICONI *et al.*, 2002). Os impactos gerados pelo desenvolvimento de grandes pólos econômicos produzem profundas mudanças no ambiente, daí a extrema importância da avaliação de resultados e recuperação (NEVES *et al.*, 2013; SOARES-GOMES *et al.*, 2016).

Os estuários têm se tornado cada vez mais degradados devido a estresses antropogênicos resultando, constantemente, em perturbações que podem levar à defaunação parcial ou total em sedimentos (LU & WU, 2000; GUERRA-GARCÍA & GARCÍA-GÓMEZ, 2006) (Figura 3).

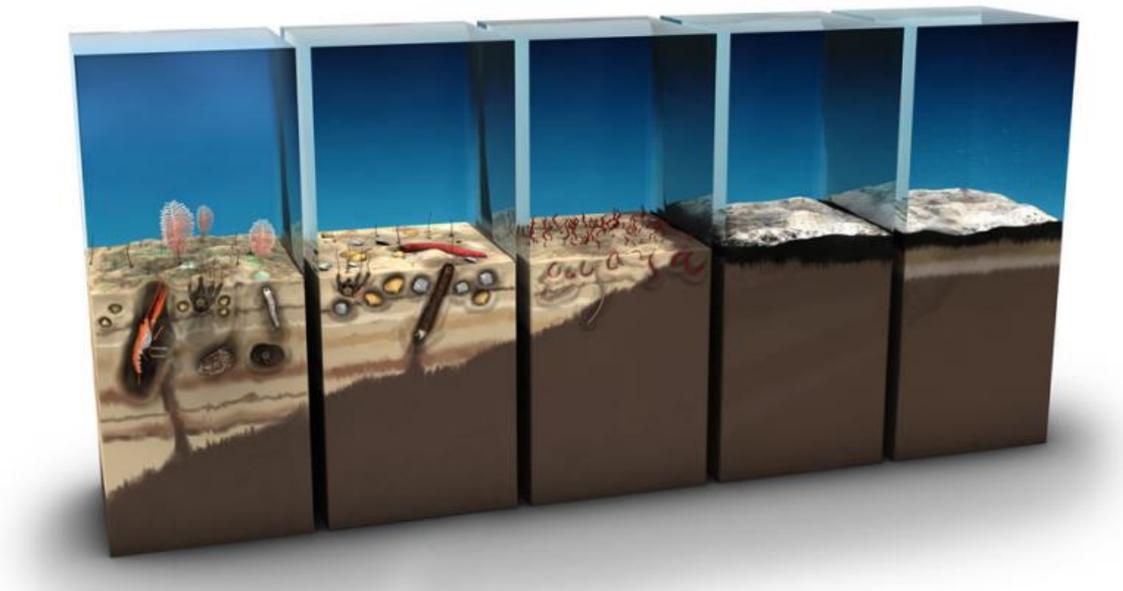


Figura 3. Representação esquemática evidenciando a característica do perfil do sedimento e a camada óxica com a presença e ausência das atividades dos invertebrados bentônicos (extraído de SOLAN *et al.*, 2019).

O tempo de recuperação das assembléias macrobentônicas após defaunação é pouco compreendido, embora seja de grande interesse ecológico e importante na avaliação de impacto ambiental e gerenciamento costeiro (PEREIRA *et al.*, 2013).

Os ecossistemas em ambientes sedimentares, em sua maioria, são estruturados pelos distúrbios, tanto em micro, meso e macroescala em diferentes estágios de tempo. Esses distúrbios, em pequena escala, como por exemplo, a ação de bioturbadores

permite uma influência importante para a comunidade bentônica na geração de mosaicos e na heterogeneidade do substrato (GUSMÃO Jr, 2017). A partir do momento que a escala aumenta, com amplos distúrbios que podem ser de origem natural e/ou antrópicos esse efeito pode ser expandido para a comunidade bentônica em ampla escala de ambientes inteiros, até em escala latitudinal (XAVIER et al., 2008; BARBOZA, 2010). Em escalas mais amplas, as comunidades bentônicas podem ser influenciadas por dinâmicas climáticas e oceanográficas apresentando padrões com outros locais do mundo por meio de tele conexões globais, permitindo que o seu conhecimento promova ações voltadas para o manejo, conservação dos ecossistemas sedimentares (BERNARDINO *et al.*, 2016).

Após distúrbios, processos de recolonização, seguidos por dinâmica sucessional, podem reestabelecer a estrutura da comunidade macrobentônica, podendo variar dependendo das escalas temporal e espacial (HSIEH & HSU, 1999; PEREIRA *et al.*, 2013). O processo de recolonização é dependente tanto dos parâmetros abióticos, como características do sedimento, quanto dos bióticos, como a disponibilidade de larvas juvenis e adultos e suas preferências pelo substrato (GRAY, 1974) (Figura 4).

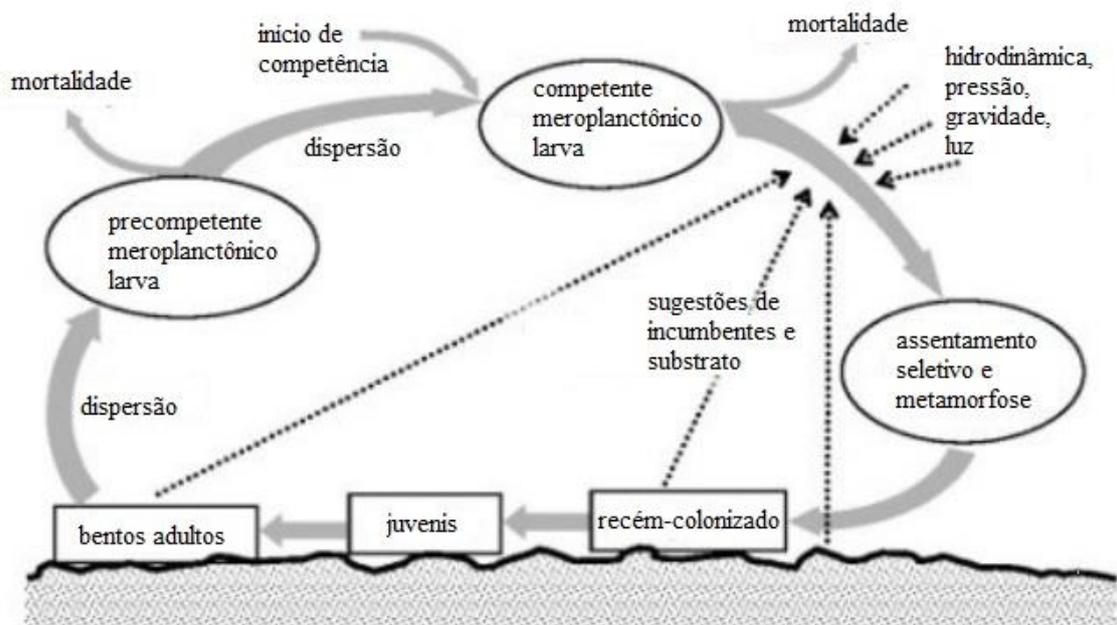


Figura 4. Representação esquemática evidenciando as possibilidades de migrações ativas e/ou passivas dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (extraído e modificado de MALDONADO & YOUNG, 2003).

Experimentos de campo ‘*in situ*’ são utilizados para testar hipóteses relacionadas ao assentamento bentônico em fundos não consolidados, assim como esclarecer fatores que possam estar afetando o assentamento e colonização de espécies macrobentônicas (ECHEVERRÍA *et al.*, 2010; NEVES *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2013).

A contrário da sucessão ecológica clássica, na qual indivíduos ocupam as manchas alteradas por motivos naturais e/ou antrópicos na sequência de ocupação iniciado por juvenis até chegarem a fase adulta. Em ambientes costeiros e marinhos, essa sucessão (recolonização e/ou reocupação) pode ocorrer de forma espontânea por invertebrados adultos que se encontram na coluna d’água por meio de estratégias de dispersão (PEREIRA *et al.*, 2013).

O “Hiperbentos” é o termo utilizado para associação de invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (principalmente crustáceos) que possuem capacidade de natação ativa e que realizam migrações verticais diárias ou sazonais para a coluna d’água (BRUNEL *et al.*, 1978) (Figura 5).

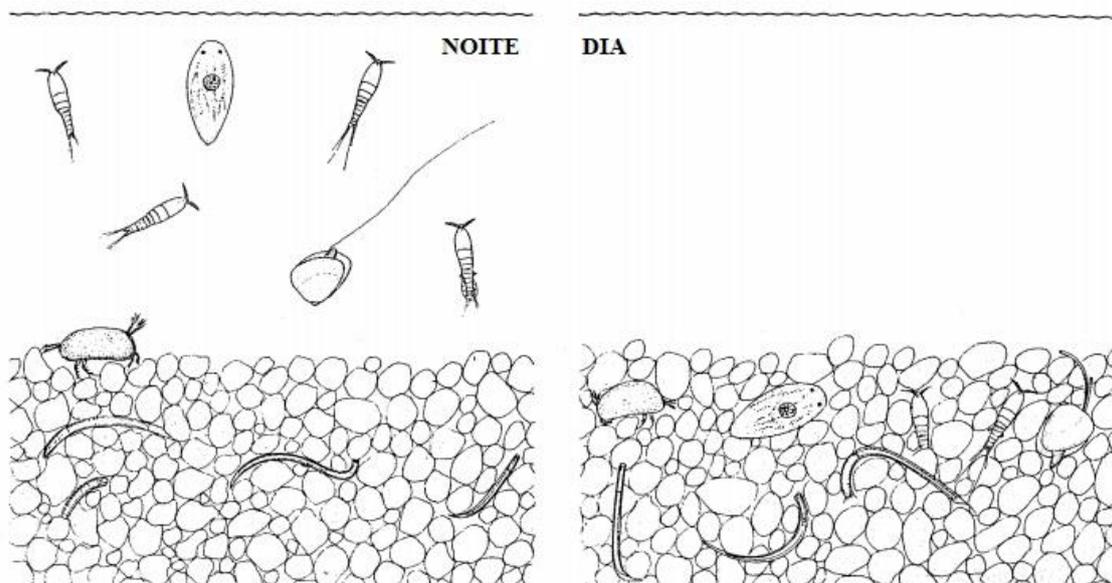


Figura 5. Representação esquemática da migração ativa dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (extraído e modificado de ARMONIES, 1994).

BEYER (1958) foi o primeiro a utilizar o termo "hiperbentos". MESS & JONES (1997) os distingue dos outros agrupamentos bentônicos e planctônicos e é composta por espécies endêmicas, planctônicas derivadas de organismos bentônicos (ciclo de

vida) e espécies epibentônicas (superfície) e endobentônicas (enterradas no sedimento) que emergem em ciclos circadianos promovidos pela influência de fatores físico-químicos, tais como ausência ou presença de luz, variações de maré, oxigênio dissolvido, salinidade, entre outros (Figura 6).

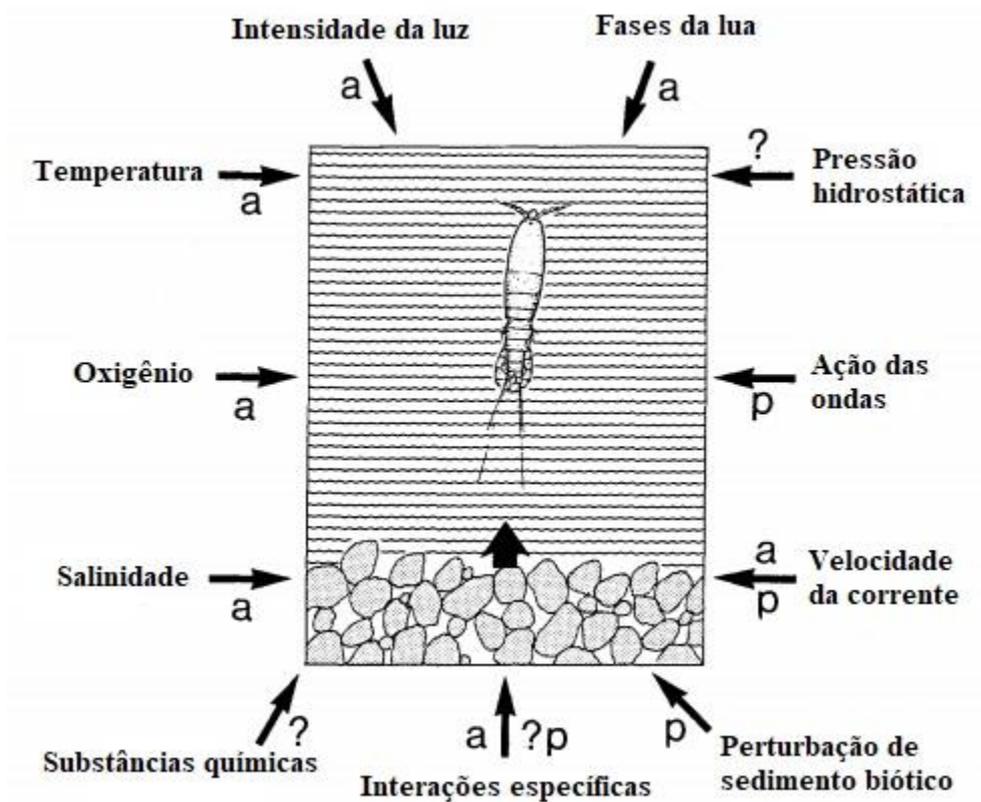


Figura 6. Representação esquemática dos diversos fatores e influências que induzem a migração ativa e passiva dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (ARMONIES, 1994).

PALMER (1988) evidenciou essa estratégia para a meiofauna e o potencial de recolonização de novas áreas. Além disso, definiu ainda a possibilidade de existir 2 (dois) padrões distintos de assentamento, uma por entrada ativa na coluna d'água e a outra por perturbação do sedimento e a ressuspensão dos mesmos (processos de dispersão ativa e passiva do Hiperbentos). E diante disto, foi proposto um modelo conceitual no qual 4 (quatro) fatores interagem para determinar os mecanismos ativos e

passivos de dispersão, tais como: hidrodinâmica, perturbação, estrutura superficial do sedimento e composição taxonômica (Figura 7).

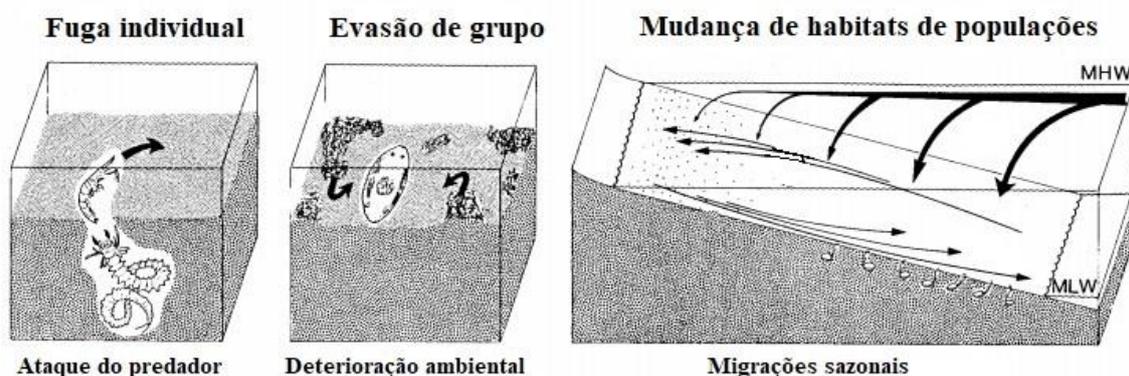


Figura 7. Representação esquemática das diferentes estratégias e ocasiões para a realização da migração ativa dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento *MHW= *Mean High Water* e *MLW = *Mean Low Water* (ARMONIES, 1994).

ARMONIES (1994) evidenciou várias espécies bentônicas ocorrendo na coluna d'água de forma ativa ou passiva. Na análise da dispersão de forma ativa, o mesmo ocorreria por fuga (em uma situação de ameaça promovida por um predador), evasão (subpopulações locais pressionadas com uma condição ambiental) e mudança de habitat (transferência de populações inteiras). O autor também inferiu que a escala temporal para essas estratégias poderia ocorrer desde segundos até mesmo ciclos sazonais, além de uma escala espacial de centímetros até quilômetros.

Em uma análise do comportamento do Hiperbentos, podemos inferir diversos motivos para a migração do sedimento para a coluna d'água, como por exemplo, para alimentação e predação (ALLDREDGE & KING, 1980; 1985), reprodução (HICKS 1988; THISTLE, 2003), dispersão pós-larval (ULLBERG & ÓLAFSSON, 2003) e troca de ecdise (AKIYAMA *et al.*, 2004). No entanto, os primeiros registros foram evidenciados para a meiofauna, em particular dos copépodos (WALTERS 1991; WALTERS & BELL, 1994; THISTLE, 2003; TEASDALE *et al.*, 2004; VOPEL & THISTLE, 2011), mas para uma visão holística das influências ecológicas das migrações é essencial a descrição e a elucidação dos organismos da macrofauna bentônica nas diferentes interpretações ecossistêmicas.

As comunidades de invertebrados bentônicos que migram do sedimento para a coluna d'água foram registrados em diversos trabalhos, desde estuários até mesmo em mar profundo (THISTLE *et al.*, 2007; WALTERS, 1991; WALTERS & BELL, 1994). No entanto, esses trabalhos são oriundos das regiões temperadas e frias, sendo que só nos últimos anos que se iniciou um movimento de realização de projetos de pesquisa para entendimento do Hiperbentos nas regiões tropicais (PACHECO *et al.*, 2013; PACHECO *et al.*, 2014; PACHECO *et al.*, 2015).

A amostragem e quantificação desta comunidade não são simples, devido à mobilidade, sendo que os mesmos são subamostrados nos amostradores convencionais para os bentos (draga de Petersen, *Gravity Corer*, van Veen, Ekman, entre outros). A única forma de amostragem para essa comunidade, permitindo inferências qualitativas, é com o uso de amostradores instalados junto ao substrato. Essa atividade, mais uma vez, restringe enormemente as pesquisas em ambientes poluídos, profundos ou de baixíssima visibilidade. A utilização de amostradores remotos para avaliar esse grupo é de imensa complexidade e com dados duvidosos, quando o mesmo é recolhido para a superfície e pode ocorrer escape dos indivíduos. Além disso, existe uma certa confusão ou distinção de nomes para categorização desta comunidade, pois pesquisadores classificam-nos com outros nomes, tais como: “suprabentos” (na região temperada e do norte), “zooplâncton demersal” e “plâncton bentopelágico” (comumente usados nas regiões tropicais). É de suma importância um acordo semântico sobre a definição deste grupo (GRAY & ELLIOT, 2009). Com isso, o termo amplamente utilizado, e até mesmo categorizado neste trabalho, foi o Hiperbentos.

Essa dinâmica de reocupação de manchas defaunadas por invertebrados bentônicos adultos é pouco compreendida devido à dificuldade de mensuração e o estabelecimento de experimentos de macroescala “*in situ*” (PACHECO *et al.*, 2013). A chegada de novos indivíduos adultos nas manchas defaunadas, por diversos motivos que vão desde aporte abrupto de sedimentos da bacia hidrográfica (natural) até eventos de dragagem (antrópico), permitem considerar uma elevada taxa de resiliência (Figuras 8 e 9).

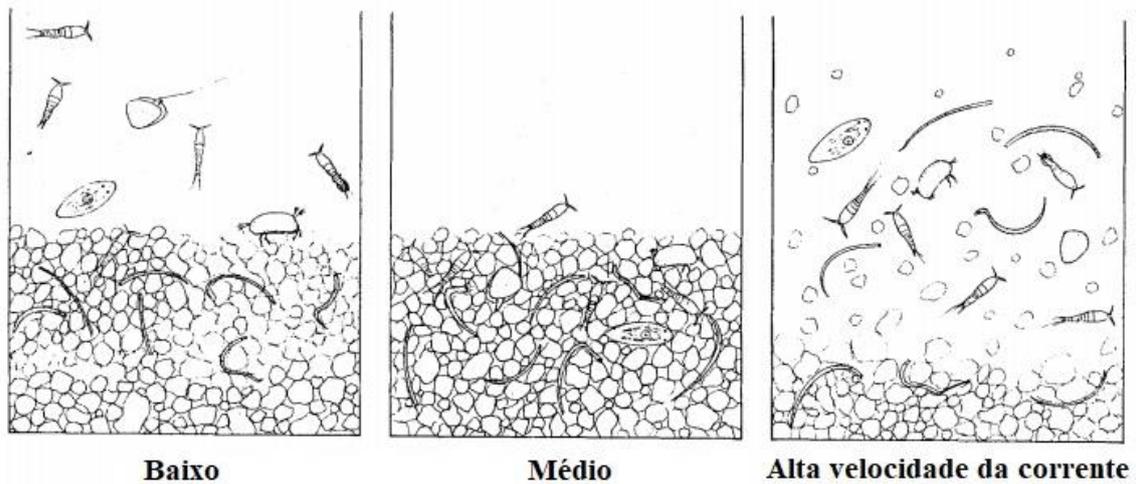


Figura 8. Representação esquemática da migração passiva dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento por meio da intensidade da força das correntes (extraído e modificado de ARMONIES, 1994).

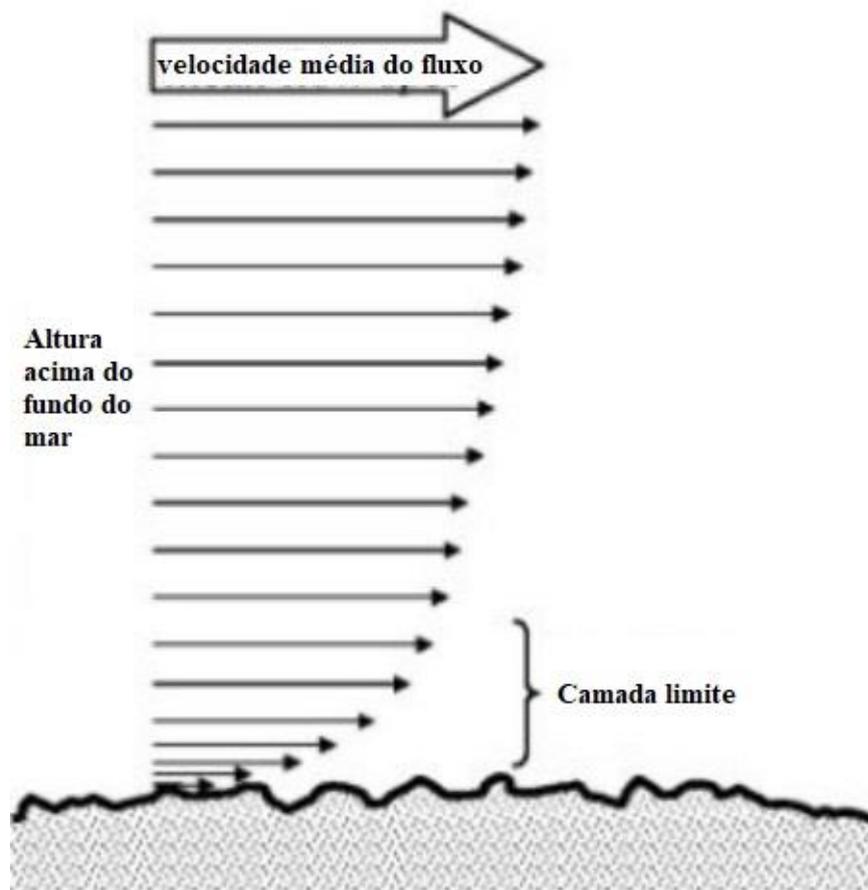


Figura 9. Representação esquemática dos vetores de corrente junto ao leito submarino na qual influenciam na migração passiva dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento (extraído e modificado de ARMONIES, 1994).

Diante disto, em experimentos promovidos em laboratório foi possível observar determinadas estratégias que vão desde a flutuação (acumulando bolhas de ar em estruturas internas, especificamente em gastrópodes da espécie *Heleobia australis*) até a natação para a efetiva ressuspensão ou emersão do sedimento para serem carreados pelas massas d'água (ECHEVERRIA *et al.*, 2010, NEVES *et al.*, 2011; 2013; PACHECO *et al.*, 2013) (Figura 10).

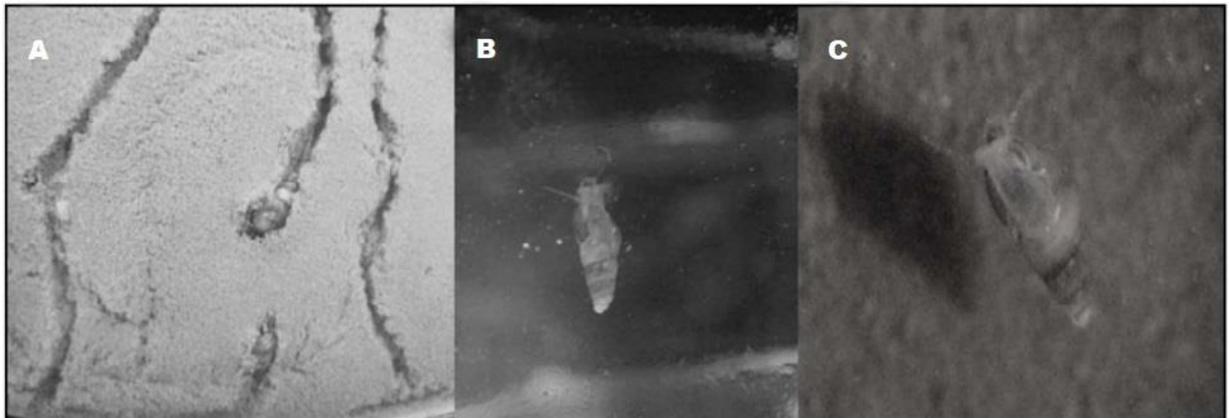


Figura 10. Diferentes estratégias utilizadas pelo gastrópode *Heleobia australis* para migração ativa (A – entrar no sedimento; B – aderir a superfícies disponíveis e ser carreado pelas correntes e C – inflar a concha com gás e ir para a coluna d'água a (ECHEVERRÍA *et al.*, 2010).

O efeito das atividades antropogênicas nos ambientes costeiros e estuarinos é extremamente elevado, justamente por causa da tendência histórica do desenvolvimento dos centros urbanos ao redor de ecossistemas aquáticos (AMADOR 1997; AMADOR 2012; LANA *et al.*, 2018; PAIVA *et al.*, 2018). E somado, temos os efeitos das mudanças climáticas ao longo das regiões costeiras não só no Brasil, mas em todo o restante do mundo, que estão se tornando cada vez mais frequentes e recorrentes por meio de intervenção humana e devem ser mitigadas o mais breve possível (MARENGO, 2001; SAE/PR, 2015; IPCC, 2019).

Os serviços ecossistêmicos gerados por esse ambiente vão além do que os diretamente influenciados por bem-estar, lazer, atividades esportivas, entre outros, mas vão também, afetar diretamente, nas cadeias alimentares, e que muitas das vezes, invisíveis a olho nu. As mudanças climáticas são globais e os ecossistemas interligados no espaço e no tempo por tele conexões permitindo interpretações holísticas em diferentes sistemas costeiros e oceânicos (ASMUS *et al.*, 2019). Os oceanos, que

ocupam 2/3 de nosso planeta, são os grandes controladores do clima e oferecem grande potencial para contribuir com o bem-estar de toda a humanidade. Em uma análise de redução de escala observacional, podemos reduzir e ponderar, que as mudanças climáticas afetam as populações nas regiões costeiras com maior intensidade. Essas influências vão desde o campo das inundações, até a diminuição dos recursos pesqueiros, que é parcialmente o foco do nosso trabalho. A produtividade dos ecossistemas costeiros e estuarinos é extremamente complexa e relativamente pouco conhecida, e diante disso, estudos recentes têm trazido à tona a importância dos sistemas bentônicos não só para a manutenção destes estoques de topo de cadeia, mas também para o poder de recuperação frente às alterações antrópicas (dragagens, ancoragens, arrastos, instalação de dutos, entre outros) e naturais (mudanças climáticas, entre outros) (ASMUS *et al.*, 2019).

A resiliência destes sistemas bentônicos está diretamente relacionada com o ciclo de vida das espécies, mas também com a capacidade de reocupação dos adultos que podem ocupar novas manchas. Dessa forma, ressalta-se, diante das inúmeras abordagens e relações ecossistêmicas, que os invertebrados bentônicos são frequentemente utilizados como bioindicadores em monitoramentos e estudos ambientais. Essa aplicação se fortalece devido à rápida resposta aos impactos de origem antrópica e/ou natural. Tais organismos desempenham papel vital tanto como receptor de energia proveniente da coluna d'água quanto como fornecedor de energia para organismos que se alimentam junto ao fundo (DAUER, 1993; PEARSON & ROSENBERG, 1978).

O presente trabalho consiste na elucidação e a formação de um conhecimento prévio da macroendofauna de infralitoral da Baía de Guanabara. Com esse levantamento, podemos caracterizar as alterações ambientais de origem natural ou antrópica através das consequências sobre a estrutura da comunidade. Portanto, os resultados gerados com esse trabalho irão evidenciar determinadas espécies que podem ser consideradas como possíveis indicadores ambientais, tanto pela sua ausência em determinado ambiente (espécies sensíveis à poluição) ou pela sua ampla dominância numérica dentro de uma comunidade impactada (espécies resistentes à poluição e oportunistas). Contudo, estes resultados além de gerar subsídios para o plano de manejo e recuperação de áreas marinhas impactadas, poderão também ser possivelmente utilizados na composição do plano de avaliação e monitoramento ambiental em grandes

obras de engenharia, tais como: dragagem portuária, escolha de áreas de despejo de sedimento, avaliação de sedimento poluído e outros.

1.1 ÁREA DE ESTUDO

Segundo AMADOR (1997; 2012), a Baía de Guanabara, localizada no Estado do Rio de Janeiro (22°40' e 23°00'S; 43°00' e 43°20'W) apresenta-se como um estuário que se originou de um afogamento marinho de uma ampla bacia hidrográfica, condicionada pela sua extensão através da presença da Serra do Mar, sendo considerada uma das mais abrigadas do mundo, devido ao espaço estreito de sua barra, com 1.600 m.

A Baía de Guanabara apresenta uma área entorno de 400 km², com profundidades superiores a 40 m (KJERFVE *et al.*, 1997) sendo sua profundidade máxima registrada em 58 m na boca do estuário, em que logo após é observado um canal (canal central) que apresenta 30 m de profundidade e estende-se da entrada da baía até no entorno da Ilha de Paquetá, que em seguida vai perdendo batimetria progressivamente (KJERFVE *et al.*, 1997; 2001). O referido canal permite uma maior circulação do corpo hídrico, favorecendo a renovação das regiões central e interna. Esse canal é oriundo do controle estrutural exercido por rochas cristalinas / maciços rochosos em ambas as margens na boca da baía, promovendo o fluxo de troca das massas d'água evitando a deposição do sedimento e a manutenção do canal. Com isso, a profundidade vai diminuindo de acordo com a sua interiorização no continente, chegando a até menos de 1 m na plataforma junto aos manguezais que compõem o fundo desse estuário. A profundidade média da Baía de Guanabara é de 5,7 m e com essas características, já é possível observar a sua complexidade batimétrica (KJERFVE *et al.*, 1997; AMADOR, 1997, 2012).

Na margem oeste localiza-se a cidade do Rio de Janeiro com seu porto, a cidade de Niterói na margem leste, na parte norte, junto à Ilha do Governador, encontra-se um dos principais terminais petrolíferos do país, assim a bacia hidrográfica da Baía de Guanabara cobre parcial ou totalmente os territórios de 15 municípios, sendo que apenas 5% da cidade de Petrópolis está dentro da bacia hidrográfica (PACÍFICO, 2013).

Dentre os municípios encontramos: Belford Roxo, Cachoeiras de Macacu, Duque de Caxias, Guapimirim, Itaboraí, Magé, Mesquita, Nilópolis, Niterói, Nova Iguaçu, Rio Bonito, Rio São Gonçalo e São João de Meriti e Tanguá.

A Baía de Guanabara possui 55 rios em sua bacia hidrográfica que juntos contribuem com 200 m³ por segundo (200.000 l de água por segundo) de uma bacia hidrográfica com aproximadamente 4080 km² (AMADOR, 1997, 2012; COELHO, 2007). A contribuição do aporte continental da bacia hidrográfica no estuário da Baía de Guanabara é oriunda de importantes rios, tais como: Iguaçu, Caceribu, Macacu, Guapimirim, Estrela, Sarapuí e o São João de Meriti (SAMPAIO, 2003; COELHO, 2007).

Considerando a energia despendida pelo rio na sua movimentação ao longo do seu fluxo, essa é perdida rapidamente na várzea (devido à redução das velocidades de fluxo), o que gera o meandro desses rios e os faz se espalhar aumentando seus leitos, formando pântanos com drenagem insuficiente, resultando em inundações frequentes (COELHO, 2007). Outro aspecto são as cabeceiras que estão na Mata Atlântica e realizam a descida de forma íngreme pelas encostas da Serra do Mar e outras montanhas costeiras, com grande energia e forte poder erosivo.

A questão da poluição e uso dos recursos da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara apresenta uma complexa situação socioeconômica e ambiental. Na parte oeste, os cursos d'água locais são altamente poluídos e a água deve ser importada de fora da bacia para atender às altas demandas da população e indústria. No entanto, na parte oriental apresenta relativa abundância de água, no que se refere ao abastecimento público, o fluxo de água doce para a Baía, quando comparado ao alto crescimento e urbanização é uma análise bem crítica e apresenta uma ameaça, sendo necessário avaliar o uso da terra na bacia hidrográfica, uma vez que ele é diverso, o que gera várias pressões no que se refere ao meio ambiente (LIMA, 2009; PERES *et al.*, 2018) (Figura 11).

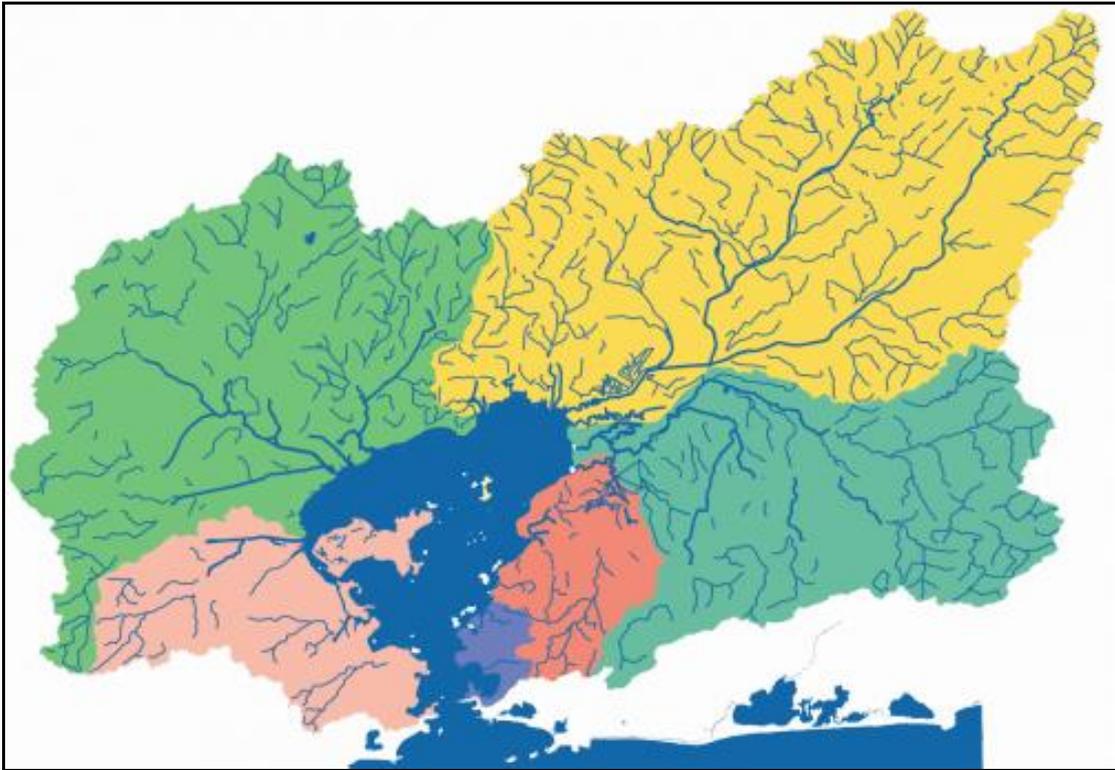


Figura 11. A bacia hidrográfica da Baía de Guanabara evidenciando todos os seus cursos d'água e as suas microbacias em cores distintas (extraído de <https://www.umces.edu/guanabara-bay-report-card>).

Diversas atividades antrópicas da região que atuam para o intenso processo de degradação da baía estão relacionadas aos desmatamentos de florestas e manguezais, aos processos de dragagem e retificação de canais (GODOY *et al.*, 1998).

Diversos são os fatores que influenciam a Baía de Guanabara e sua Bacia Hidrográfica, um deles é o uso do recurso da água, que é lançada de volta para os rios ou vai direto para a baía, na forma de esgotos, sendo a maior parte ainda sem tratamento adequado (saneamento básico e coleta e tratamento de lixo), assim é essencial estabelecer ações que possam melhorar a qualidade de água e condições ecológicas da Baía.

Outro fator que influencia a Baía como um todo são os diversos aterros, de acordo com AMADOR (1997; 2012) algumas de suas áreas de seu contorno foram alterados por aterros e muitas construções ao seu redor causando uma diminuição em sua área de 29,1 % e resultando atualmente em uma superfície de 377 Km², excluindo

suas ilhas e considerando seu limite externo no arco formado pelas pontas de Copacabana, de Itaipu e as ilhas do Pai, Mãe e Menina.

De acordo com o modelo de circulação que origina do balanço da oscilação da maré com a descarga fluvial dos rios inseridos na bacia hidrográfica, podemos classificar a Baía de Guanabara como um estuário que predomina a intrusão salina, com marés classificadas como semi-diurnas (2 preamares e 2 baixa-mar – período de 24h e 50 min / média, altura máxima de 1,4m), e esse modelo propicia a elevada renovação do corpo hídrico do sistema estuarino da Baía de Guanabara (AMADOR, 1997, 2012; KJERFVE *et al.*, 1997, 2001).

Segundo AMADOR (1997, 2012) quando comparada a outros estuários a Baía de Guanabara é bem singular no que se refere à feição geomorfológica, sendo a boca do estuário relativamente curta (em extensão) (cerca de 1,6 km), o que corresponde à distância da ponta do forte São João (Rio de Janeiro) e a ponta do forte Santa Cruz (Niterói). Assim, a proporção da expansão em largura, seguindo a sua interiorização no continente, apresenta 36 km de extensão, 29 km de largura na região interna e 23 km na região intermediária considerando os seus pontos máximos em respectivo.

De acordo com KJERFVE *et al.* (1997) quanto a velocidade das correntes da Baía, essa possui valores máximos de 80-150 cm.s^{-1} na área da entrada, essa estreita devido a feição geomorfológica, conforme citado acima, observada uma diminuição com a interiorização na região central (30 – 50 cm.s^{-1}) e alcançando valores mínimos na sua parte mais interiorizada (< 30 cm.s^{-1}).

No padrão granulométrico há uma predominância de silte e argila em regiões próximas ao fundo da baía, onde apresenta menor hidrodinamismo e alteração gradativa a medida que se aproxima da entrada, sendo observado presença de areia grossa com baixa concentração de matéria orgânica (AMADOR, 1997, 2012; QUARESMA *et al.*, 2000; KJERFVE *et al.*, 2001, CATANZARO *et al.*, 2004).

Existe a predominância de sedimento arenoso no canal central e proximidades, fato comprovado pelo hidrodinamismo gerado pelos ciclos de maré, com a formação da pluma estuarina, em que todo o sedimento fino (silte e argila) é carregado para as periferias ou para a região externa (AMADOR, 1997, 2012; KJERFVE *et al.*, 1997, 2001; GODOY *et al.*, 1998).

As dragagens também são responsáveis pela formação de alguns bancos de areia isolados como nas proximidades da Ilha do Governador, oriundos das dragagens do porto do Rio de Janeiro, aeroporto do Galeão, dentre outros. O processo de dragagem era bem comum entre décadas de 60 a 80 (AMADOR, 2012), a qual ocorria sem critérios de licenciamento ambiental, que hoje determina e regulamenta toda atividade. Exemplo desse processo é a Ilha da Pombeba (ilha artificial) localizada em frente ao porto do Rio de Janeiro, em que foi gerada por meio do depósito da dragagem do canal de acesso dos navios ao porto.

O período pluviométrico da Baía de Guanabara é bem definido em seco e chuvoso (PARANHOS *et al.*, 1993; PARANHOS & MAYR, 1993; VALENTIN *et al.*, 1999), e por meio de dados históricos de pluviosidade observamos (PARANHOS & MAYR, 1993; AMADOR, 1997, 2012):

- ➔ Período seco (junho, julho e agosto); e
- ➔ Período chuvoso (dezembro, janeiro, fevereiro e março).

Segundo VALENTIN *et al.* (1999), BORGES *et al.* (2009); AGUIAR *et al.* (2011) as florações de algas na superfície são favorecidas pela constante entrada de nutrientes, seja pelo aporte continental ou pela intrusão marinha, sendo associada a uma grande disponibilidade de luz.

Ao longo da interiorização da Baía de Guanabara podemos observar uma elevação da temperatura, decréscimo da salinidade e oxigênio dissolvido, fato que se justifica por se tratar de um ecossistema amplo com extensa zona de mistura como principal característica. Durante o verão foram encontrados os maiores valores de temperatura na superfície, e junto ao fundo os menores, em eventos esporádicos de intrusão de ACAS (Água Central do Atlântico Sul), com as temperaturas variando entre 25°C (superfície) e 23°C (camada d'água junto ao fundo) (PARANHOS & MAYR, 1993; PASSOS, 2015).

No interior da baía observamos a variação progressiva da salinidade, em que apresenta o perfil vertical com valores maiores junto ao fundo, devido ao efeito da densidade, e na região interna os valores menores, sendo que os valores médios variam entre 31,8 a 21 (superfície) e 34,59 a 26,1 (junto ao fundo) (PARANHOS & MAYR, 1993; KJERFVE *et al.*, 1997, 2001; AMADOR 2012).

Observamos tanto na superfície quanto no fundo, eventos sazonais em relação às concentrações de oxigênio dissolvido, o que ocorre devido à elevada carga de nutrientes e disponibilidade de luz na Baía de Guanabara, que apresenta elevados valores de assimilação de carbono por dia, sendo considerado um dos ecossistemas mais produtivos do mundo (CARREIRA *et al.*, 2002, 2004). Contraste que observamos junto ao fundo (partes internas associadas ao sedimento) com predomínio de bactérias anaeróbicas, com regiões praticamente anóxicas. Devido às elevadas taxas de fitoplâncton águas superficiais observamos elevadas taxas de oxigênio dissolvido (supersaturadas) (REBELLO *et al.*, 1988; PARANHOS & MAYR, 1993).

Na literatura podemos observar que existe um padrão sazonal nos parâmetros abióticos do estuário da Baía de Guanabara (MAYR *et al.*, 1989; PARANHOS & MAYR, 1993; PARANHOS *et al.*, 1993; MAYR, 1998; VALENTIN *et al.*, 1999). Nos meses de maio a setembro (período seco) uma redução na temperatura e aumento da salinidade, e nos meses de outubro a abril (período chuvoso) um padrão inverso.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar a distribuição espacial, temporal e a dinâmica de dispersão dos invertebrados bentônicos (macrofauna) que vivem associados ao substrato não consolidado (sedimentos) inferindo a sua possível utilização como indicador de qualidade ambiental na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil).

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1 – Realizar uma avaliação geral da densidade, composição e distribuição espacial e temporal dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao substrato não consolidado (sedimentos) no infralitoral da Baía da Guanabara;
- 2 – Evidenciar o alcance das dispersões passivas e/ou ativas do hiperbentos em diferentes situações meteoceanográficas ao longo das estações na Baía de Guanabara;
- 3 – Identificação de invertebrados bentônicos como bioindicadores nos setores ao longo da Baía de Guanabara;
- 4 – Avaliar a dinâmica das populações nas escalas espacial e temporal frente às mudanças climáticas observadas no período do estudo;
- 5 – Contribuir ao desenvolvimento metodológico para a caracterização dos fluxos de dispersão do hiperbentos por meio de modelagem hidrodinâmica;
- 6 – Contribuir para a compreensão dos processos biológicos, a influência de dinâmicas ambientais, sua relação com os processos e forçantes estuarinas; e
- 7 – Avaliar a sensibilidade e a resiliência ambiental às mudanças climáticas de curto e médio prazo na Baía de Guanabara.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. AMOSTRAGEM DO SEDIMENTO

A realização das amostragens ocorreu através da lancha SÍZIGIA (construída em alumínio com 22 pés de comprimento) equipada com dispositivos de lançamento de amostradores remotos, sistema de navegação por GPS, Radio VHF, eco-sonda e sensores de temperatura da água (Figura 12).



Figura 12. Embarcação utilizada para as amostragens da fauna de sedimento na Baía de Guanabara.

Além disso, foi desenvolvido um amostrador *Gravity-corer* de acordo com as características do trabalho na Baía de Guanabara, sendo capaz de amostrar um “*corer*” com diâmetro de 10 cm e comprimento máximo de 40 cm com mínima perturbação no sedimento (Figuras 13 e 14).



Figura 13. Operação de amostragem da fauna bentônica de substrato não consolidado por meio do amostrador *Gravity-corer*.

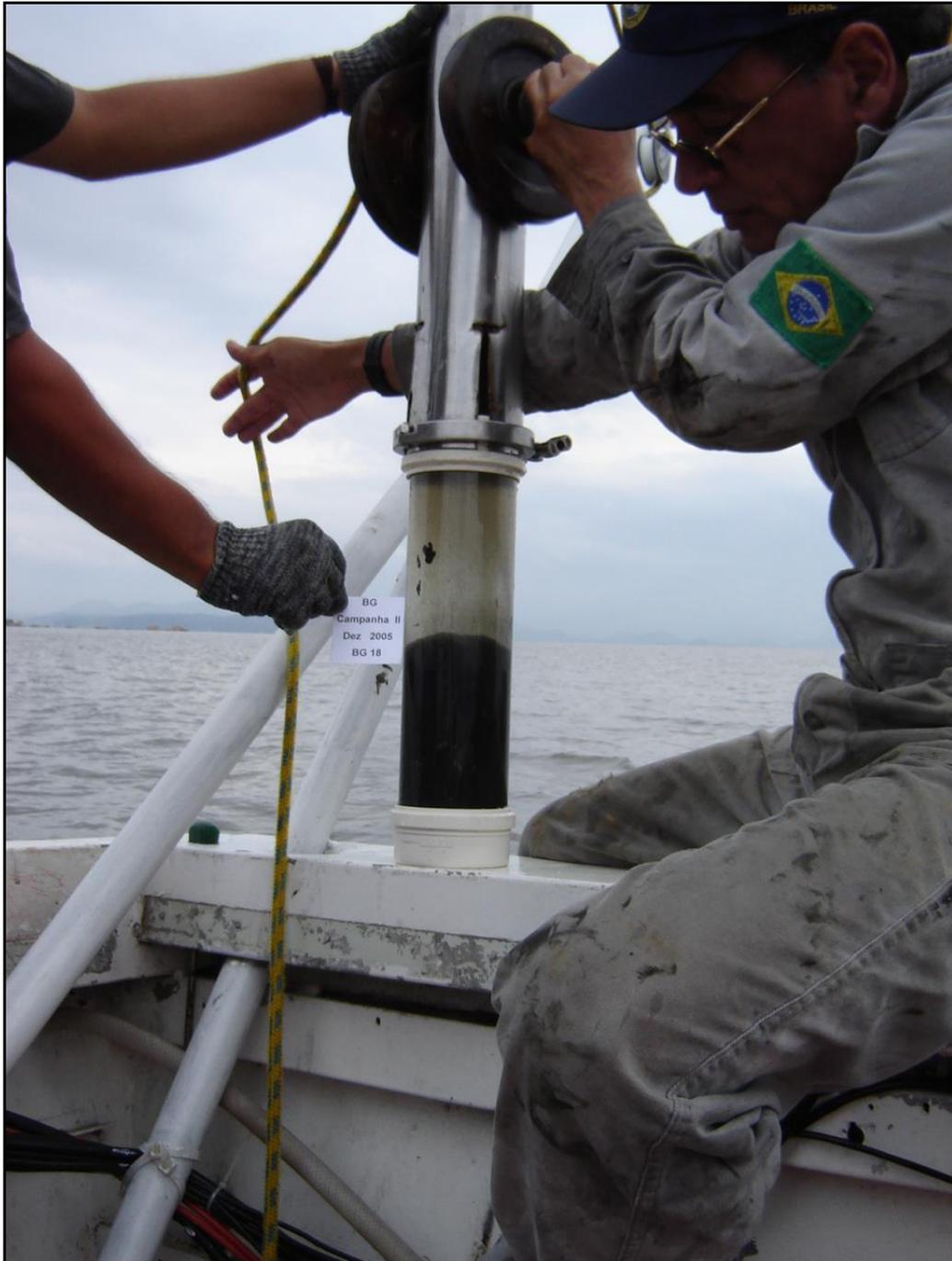


Figura 14. Amostra obtida por meio do amostrador *Gravity-corer* evidenciando a camada superficial (óxica) e a integridade do perfil vertical.

As amostragens foram realizadas em 10 (dez) estações distribuídas em gradiente de embaiamento, da boca ao fundo da baía, entre 4 e 7 m de profundidade, sendo esta faixa batimétrica representativa da maior parte da extensão do espelho d'água da Baía de Guanabara (KJERFVE *et al.*, 1997).

O estudo de uma única faixa batimétrica em várias estações ao longo da baía permite uma comparação entre as comunidades estudadas, posto que estas encontram-se submetidas a parâmetros físicos relativamente comparáveis, tais como hidrodinamismo, taxa de sedimentação e retrabalhamento do sedimento. Ao mesmo tempo, as áreas mais rasas do infralitoral são as primeiras atingidas por impactos antrópicos, servindo como indicadores da extensão de um impacto (Figura 15).

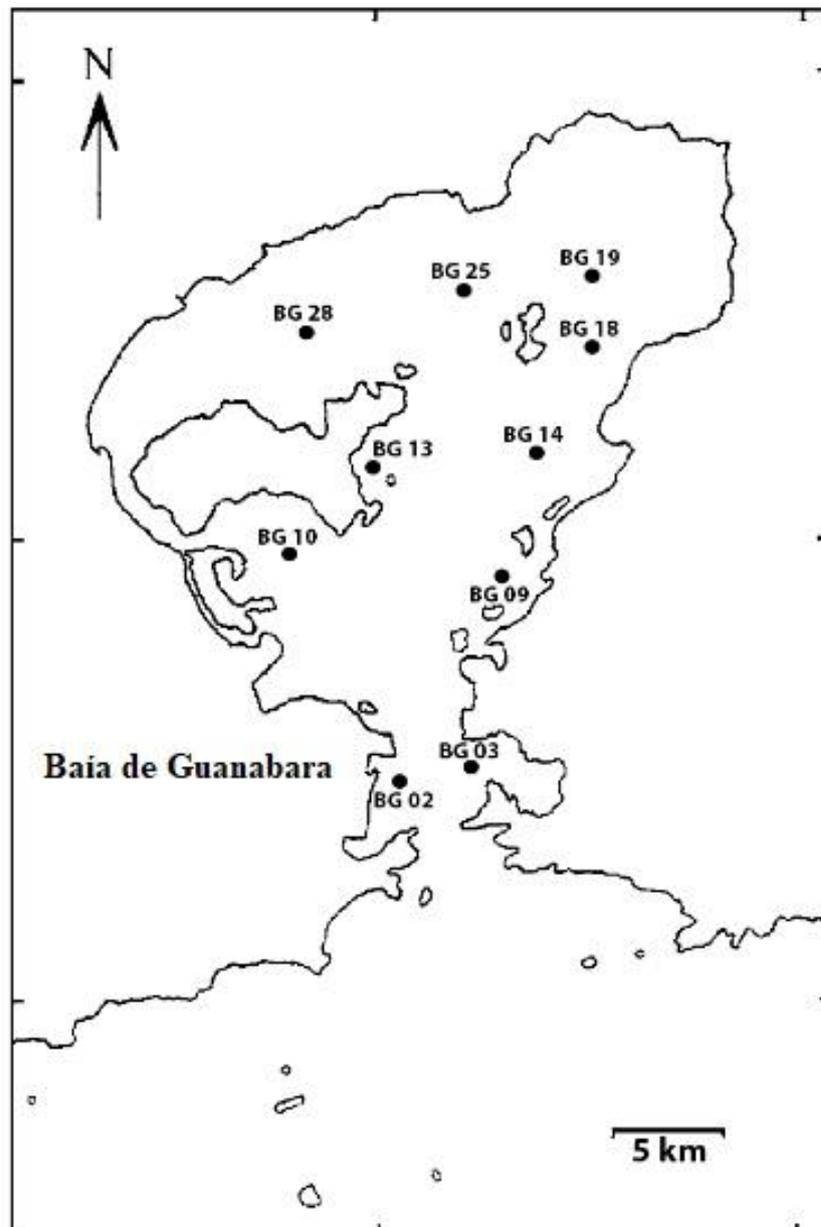


Figura 15. A Baía de Guanabara e a localização das estações de coleta.

As estações BG 02, BG 03 e BG 09 (localizadas próximas a entrada do estuário) possuem um padrão granulométrico diferente das outras estações que possuem um sedimento fino (silte-argila) (Quaresma et al., 2001), onde o amostrador (*Gravity-corer*) obtém êxito em suas amostragens. Porém nas estações BG 02 e BG 03 (arenoso) e a estação BG 09 (areia muito fina-argila) a amostragem foi realizada através do mergulho livre, devido à dificuldade de trabalhar em sedimentos arenosos, ressaltando que o *corer* de PVC (com 10 cm de diâmetro) utilizado no mergulho é o mesmo utilizado no *Gravity-corer*, obtendo assim um padrão único de amostras, permitindo a utilização dos dados não sendo necessário correção posterior.

Em cada estação foram coletadas 10 (dez) réplicas aleatórias do sedimento, posteriormente lavadas em malha de 500 μm , onde o material retido foi fixado em álcool 70 %, depois triado e identificado em laboratório, utilizando lupas estereoscópicas. Com o término do projeto foi obtido um total de 600 amostras, referentes a 6 (seis) campanhas em 10 (dez) estações ao longo da baía, durante 2 (dois) ciclos anuais (2005 a 2007).

3.2. SAZONALIDADE PLUVIOMÉTRICA

A frequência das amostragens foi determinada levando em consideração dois fatores principais: inclusão do ciclo sazonal do estuário e a lenta substituição nas comunidades da macrofauna bentônica, sendo esta aproximadamente quadrimestral. Deste modo consideramos que variações amplas e significativas na estrutura espacial e temporal das comunidades são causadas por influência de algum fator de interferência, podendo ser de origem antrópica ou natural (fatores sazonais). A abordagem experimental, compreendendo dois anos de estudo (dois ciclos sazonais) permite distinguir as variações inerentes ao ciclo natural do ambiente das variações resultantes de outras causas (antropogênicas), sendo classificadas como impactos ambientais. Contudo, 6 (seis) campanhas (dois ciclos anuais, 2005 a 2007) foram pré-determinadas de acordo com os dados históricos de mínima e máxima pluviosidade (normal climatológica 61-90 – INMET) (Figura 16).

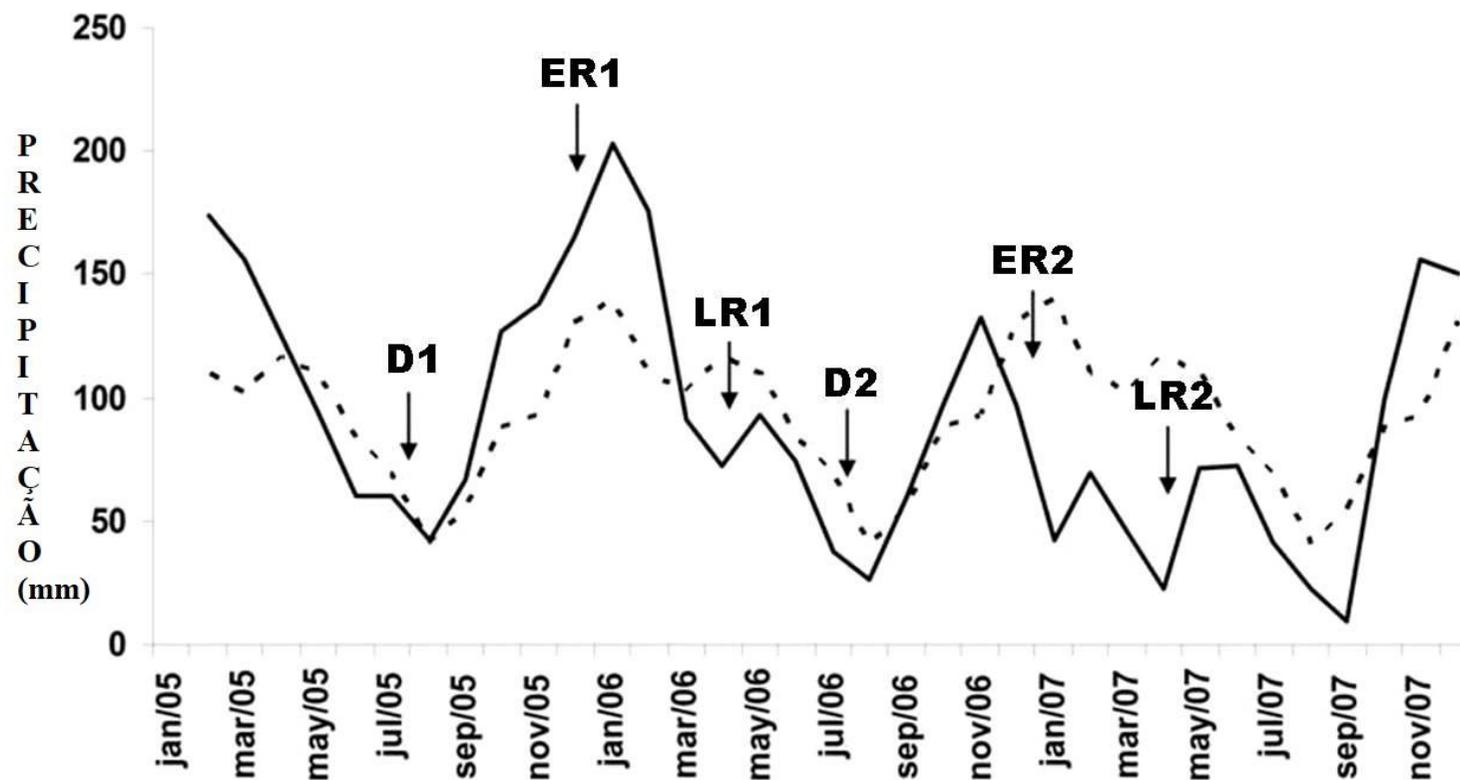


Figura 16. Média mensal de pluviosidade acumulada (linha descontinua) durante o período de estudo. A linha contínua representa a normal climatológica (1961-1990). D1 (Dry 1 – Período seco 1), ER1 (Early Rainy 1 – Pré-chuvoso 1), LR1 (Late Rainy 1 – Pós-chuvoso 1), D2 (Dry 2 – Período seco 2), ER2 (Early Rainy 2 – Pré-chuvoso 2) e LR2 (Late Rainy 2 – Pós-chuvoso 2) (extraído de PESSOA *et al.*, 2020).

3.3. VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Os dados abióticos de água de fundo e sedimento foram amostrados a cada quinze dias nas mesmas estações de coleta da macrofauna bentônica. As variáveis de química da água foram determinadas em triplicata usando métodos oceanográficos padrão (GRASSHOFF *et al.*, 1999; PARSONS *et al.*, 1984). A temperatura, a salinidade e o pH foram medidos *in situ* usando um sistema Multi Probe YSI 556 (YSI Incorporated, EUA). A salinidade também foi determinada por titulação de cloro contra a água do mar padrão (*Ocean Scientific International Ltda.* - OSIL). O oxigênio dissolvido foi determinado por titulação de Winkler. A amônia foi medida usando o método indofenol, nitrito por diazotação e nitrato por redução em uma coluna de Cd-Cu seguida por diazotação. O nitrogênio total (TN) foi calculado após digestão alcalina em nitrato. O ortofosfato foi estimado pelo método do molibdato, fósforo total (TP) por digestão ácida em fosfato e silicato pela reação de molibdato. Os padrões de nutrientes da OSIL foram utilizados em conjunto com as curvas de calibração. As análises de clorofila a foram realizadas após filtração a vácuo suave (<25 cm de Hg) em filtros de membrana de celulose (Millipore HAWP 0,45 µm). Os filtros foram extraídos durante a noite em 90% de acetona a 4 ° C e analisados com um espectrofotômetro UV-VIS Lambda 25 (Perkin Elmer, EUA) e um fluorômetro Tuner TD-700 ambos calibrados com clorofila pura da Sigma. As variáveis de sedimento foram analisadas em campanhas estabelecidas para o período seco e chuvoso, em todas as dez estações. Para as frações grossas utilizou-se a escala de Wentworth. As frações finas, caracterizadas por serem lamosas (< 0,0062 mm) foram analisadas utilizando-se o método da pipetagem (SUGUIO, 1973). A classificação granulométrica foi realizada segundo SHEPARD (1954), FOLK (1958) e FLEMMING (2000).

As variáveis foram selecionadas e agrupadas em referência a resposta e/ou indicador que a mesma no estuário do estudo. Diante disto, separamos as variáveis ambientais em Variáveis Estruturais (VE), Variáveis Indicadoras de Poluição (VIP) e Variáveis de Intrusão Marinha por ACAS (VIACAS). Essa abordagem permitiu esclarecer e identificar o tipo de sazonalidade em questão: a pluviométrica (chuvoso ou seco) e a oceanográfica (massas d'água costeiras – ACAS).

As Variáveis Estruturais (VE) são aquelas que envolvem a estrutura do ambiente e são pouco afetadas diretamente pelo incremento da poluição, tais como as variáveis do tipo de sedimento (frações de areia, silte, argila, assimetria e selecionamento).

As Variáveis Indicadoras de Poluição (VIP) são tecnicamente indicativas de eventos de poluição, assim como descargas de esgoto *in natura* devido à ausência de tratamento de esgoto dos municípios do entorno da Baía de Guanabara, como também a influência marcante das instalações industriais inseridas na grande maioria, às margens da baía. Essas variáveis são basicamente estruturadas em conjunto, em parâmetros ambientais tais como Amônia (NH₃), Nitrito (NO₂), Material Particulado em Suspensão (MPS), CLO (Clorofila), Nitrogênio Total (NTs) e Fósforo Total (FTs).

As Variáveis Indicadoras de Intrusão Marinha por ACAS (VIACAS) utilizadas nesse trabalho são: os elevados valores de Nitrato (NO₃), Fosfato (PO₃), Salinidade (SAL) e Oxigênio Dissolvido (OD) e baixos valores de Temperatura (TEMP) em conjunto. A partir de uma análise temporal, indicam um evento de intrusão junto ao fundo pela ACAS (Água Central do Atlântico Sul) que ocorrem esporadicamente, mas com intensidade maior nos meses referentes ao verão (dezembro a março / período chuvoso).

3.4. TRATAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS

É de extrema importância enfatizar que todos os dados (bióticos e abióticos) são georreferenciados e estão disponíveis no banco de dados do Programa de Avaliação Ambiental da Baía de Guanabara (PETROBRAS, 2012 a, b). O acesso aos dados georreferenciados foi realizado por meio do software QGIS (*version 3.9 – free access*). Uma das vantagens em trabalhar com dados georreferenciados é que o acesso e seleção podem ser realizados levando em consideração as variáveis importantes no tempo e na escala espacial desejada. Além disso, a interpolação favorece entendimentos holísticos sobre processos que permearão todas as análises futuras acerca das hipóteses estabelecidas.

É importante ressaltar que todos os dados utilizados com essa abordagem foram trabalhados e tratados com a finalidade de verificar as relações e os padrões observados para a macrofauna bentônica como premissa a equivalência para inferências no espaço (estações / setores) e tempo (sazonalidade pluviométrica e oceanográfica). Somente

após esse tratamento que foi possível iniciar as análises exploratórias, testes de hipótese, entre outros.

Os dados foram inicialmente analisados por meio das seguintes abordagens estatísticas exploratórias e testes de hipóteses:

- Distribuição Espacial da Comunidade;
- Densidade dos Táxons (número de indivíduos / área por estação, período ou setor);
- Dominância das Espécies (por setor em relação aos períodos);
- Análises de Redundância (evidenciar a relação entre as variáveis abióticas e bióticas);
- Análises de Redundância Parcimoniosa (evidenciar a relação entre as variáveis significativas abióticas e bióticas);
- PERMANOVA – *Permutational Multivariate Analysis of Variance* (Teste de Hipóteses entre comunidades e períodos);
- Análises de Agrupamento / Dendrogramas (evidenciar padrões ou grupos);
- Avaliação dos Cenários de Dispersão dos invertebrados bentônicos em diferentes períodos por meio de Modelagem Hidrodinâmica (verão x inverno, tempo bom x tempo ruim, maré de sizígia x maré de quadratura, superfície x fundo).

Os principais softwares utilizados foram:

- QGis (exportação dos dados georreferenciados e elaboração dos mapas);
- Pacote estatístico R (geração de análises exploratórias, teste de hipóteses, gráficos, entre outros);
- SisBaHiA 9.5 – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (elaboração de modelos evidenciando determinadas forçantes importantes e de interesse ecológico);
- *Grapher* 12 – Software para geração de gráficos 2D e 3D a partir de equações simples e complexas;
- *Surfer* 13 – Software para geração de mapas 2D e 3D.
- *Argus One* – Software que permite a geração de malhas de discretização em linhas de contorno de mapas e outros;

- *Google Earth Pro* – Software que permite a visualização de imagens via satélite, assim como plotar distâncias, buscar históricos de imagens, entre outros.

As análises estatísticas foram realizadas por meio do software estatístico R disponível em plataforma livre na internet. Trata-se de uma linguagem de programação de amplo acesso para análise de dados com uma ruptura de paradigma de análises em “caixa preta” para códigos abertos de linguagem acessível e possíveis de refinamento para ampla utilização em todo o mundo, permitindo compartilhamento de códigos entre diferentes profissionais em diversos setores que trabalham com banco de dados ambientais, tais como Engenheiros, Físicos, Biólogos, Geólogos, Geógrafos, entre outros. Atualmente diversos servidores em todo o mundo permitem o download de inúmeros pacotes com análises atribuídas, disponíveis em inúmeras plataformas, tais como: Windows, Mac e Linux e que permitem a maximização da exploração de banco de dados ambientais, assim como, o compartilhamento em rede mundial para observações holísticas (R CORE TEAM, 2019).

As análises exploratórias foram desenvolvidas por meio de técnicas estatísticas para evidenciar padrões, na qual possuem um certo grau de similaridade nas variáveis ambientais na escala espacial e temporal. A utilização de dendrogramas (*cluster*) consiste na possibilidade de descrever a estrutura do ecossistema em questão, determinando a composição e a abrangência das suas unidades funcionais (VALENTIN, 2012).

Diante disto, todas as variáveis abióticas (água de fundo e sedimento) foram analisadas separadamente utilizando o índice de similaridade de distância euclidiana, em modo Q, evidenciando as estações e campanhas por meio do método de agrupamento UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*). Em relação aos dados bióticos (referentes aos táxons encontrados) a abordagem foi diferente, os dados foram analisados utilizando o índice de similaridade de Bray-Curtis, em modo R e Q, evidenciando os táxons e as estações e campanhas, respectivamente. O método utilizado para o agrupamento também foi o UPGMA.

O dendrograma permite visualizar padrões e/ou grupos em banco de dados ambientais, na qual possuem certo grau de similaridade suficiente para reuni-los, na qual um dos principais objetivos consiste em descrever a estrutura do ecossistema,

determinando a composição e a extensão das suas unidades funcionais (VALENTIN, 2012).

Além dos dendrogramas, também foram utilizadas análises exploratórias por meio das Análises de Redundância (RDA) e Análises de Redundância Parcimoniosa (RDA Parcimoniosa). Esse procedimento facilita a visualização holística das características do ecossistema, bem como as correlações espaciais e temporais da fauna com a sazonalidade (variáveis abióticas). Compreende uma combinação de regressão múltipla e Análise de Componentes Principais (PCA), uma extensão direta da análise de regressão para modelar dados de resposta multivariada (BORCARD *et al.*, 2011), com as mesmas suposições para o PCA com variáveis explicativas. No entanto, para eliminar o excesso de variáveis e selecionar apenas o explicativo, também foi aplicada a RDA parcimoniosa, na qual apenas as variáveis importantes selecionadas por regressão múltipla foram incluídas no modelo. Esses resultados são interessantes, pois, ao demonstrar as variáveis explicativas mais importantes para o modelo, eles compreendem um modelo altamente significativo, sem colinearidade prejudicial (BORCARD *et al.*, 2011).

A partir da observação das análises exploratórias para observar padrões ambientais foi utilizado, na sequência, a análise do tipo PERMANOVA que é baseada em probabilidade e dessa forma, inferir e testar hipóteses sobre o banco de dados. A PERMANOVA (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*) é um método não paramétrico para testar diferenças multivariadas entre as hipóteses espacial, temporal e nula (ANDERSON, 2001).

3.5. ELABORAÇÃO DOS CENÁRIOS DE DISPERSÃO

Os sistemas estuarinos podem ser classificados em diversos tipos e modelos. E o conhecimento da morfologia, estrutura, dinâmica, entre outros, é de extrema importância para a escolha do melhor modelo de circulação hidrodinâmica a ser utilizado.

Diante disto, o *software* utilizado para a geração dos cenários de dispersão foi o SisBaHia (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental), que é um sistema profissional de modelagem computacional na qual contém um modelo hidrodinâmico com a capacidade de simular a circulação hidrodinâmica em corpos de água rasos sob

diferentes cenários. O SisBaHia trabalha com outros softwares na interface de trabalho. O *Grapher* e o *Surfer* são programas usados para apresentação de resultados em gráficos e mapas. Além disso, a geração e edição de malhas pode ser realizada dentro do SisBaHia ou por meio do software *Argus One*. O delineamento do contorno também pode ser utilizado pelo *Google Earth*.

Diante disso, ROSMAN (1997, 2000) classificou os modelos hidrodinâmicos aplicáveis a estuários (e a sua complexidade) em 3 (três) tipos, sendo eles:

1. Modelos Unidimensionais (1D): o modelo é utilizado em estuários longitudinais com seção transversal homogênea, geralmente utilizados em sistemas estuarinos de calha única ou com diversas calhas formando uma rede de canais.
2. Modelos Bidimensionais (2D): os modelos bidimensionais são divididos em 2 (dois) tipos, sendo eles o horizontal (2DH) e o vertical (2DV). Esses modelos são aplicáveis a estuários com estratificação vertical (circulação tipo intrusão salina) e baixa variação lateral. Geralmente observado em corpos d'água estreitos.
3. Modelos Tridimensionais (3D): os modelos tridimensionais podem ser gerais (com todas as dimensões, equações e gradientes de densidade) com ampla aplicabilidade, ou simples (não há a inclusão dos gradientes de densidade). Assim, podem ser aplicados a qualquer sistema estuarino.

Dessa forma, para o nosso estudo o melhor modelo a ser aplicado foi o tridimensional (3D), devido a intenção de avaliar os cenários de dispersão dos invertebrados bentônicos do sedimento na coluna d'água (hiperbentos) frente a diversas condições meteoceanográficas.

As referências teóricas foram extraídas do site do SisBaHia www.sisbahia.coppe.ufrj.br e também do site Baías do Brasil (em parceria com o IVIG – COPPE / UFRJ) pelo site www.baiasdobrasil.ivig.coppe.ufrj.br. Atualmente ambas as plataformas estão unificadas em um único site www.sisbahia.coppe.ufrj.br. Além disto, é importante ressaltar que todos os referenciais técnico-teóricos se encontram no mesmo site.

Os cenários gerados para este trabalho foram desenvolvidos por meio dos modelos hidrodinâmicos tridimensionais 3DH acoplados com os modelos de transporte Langrangeano advectivo-difusivo para simular o transporte de partículas, contaminantes, substâncias, parâmetros de qualidade de água, entre outros, que possam

estar localizados em uma camada específica (superficial ou fundo) ou bem misturados na coluna d'água. Esse tipo de modelo é utilizado, na grande maioria das vezes, em estudos de transporte de pequena escala e locais por meio de plumas e ou nuvens de partículas. Neste trabalho, o foco principal foi avaliação do transporte de invertebrados bentônicos em diferentes condições meteoceanográficas (inverno x verão, superfície x fundo, maré de sizígia x quadratura, tempo bom x ruim).

As estações de amostragem da macrofauna bentônica foram utilizadas também para avaliar a amplitude de dispersão em diferentes condições meteoceanográficas, as cores são respectivamente associadas as estações, nas seguintes ordens a seguir: BG 02 – Marrom; BG 03 – Verde Limão; BG 09 – Roxo Claro; BG 10 – Lilás; BG 13 – Amarelo; BG 14 – Verde Água; BG 18 – Azul Escuro; BG 19 – Roxo Escuro; BG 25 – Vermelho e BG 28 – Mostarda.

Os cenários de simulação foram definidos com o objetivo de compreender a dispersão do hiperbentos ao longo de toda a Baía de Guanabara. Abaixo seguem as descrições dos cenários elaborados.

Cenário 1: Inverno x Verão – Nesse cenário é possível observar, basicamente, a diferença entre o inverno, com predominância de ventos no quadrante sul/sudoeste e baixo aporte continental por conta da baixa pluviosidade para esse período. No entanto, no verão, é possível observar predominância de ventos no quadrante leste/nordeste e elevado aporte continental.

Cenário 2: Superfície x Fundo – Nessa situação foi avaliada a dispersão do hiperbentos na superfície, com efeito direto da influência da ação do vento, e a do fundo, com influência de atrito gerado pela rugosidade do fundo, entre outros.

Cenário 3: Tempo bom x tempo ruim – Neste cenário foi avaliada a situação de eventos de tempo bom, com ventos moderados de leste/nordeste contra as situações de vento moderado a forte de sul/sudoeste em situações de frente fria.

Cenário 4: Maré de Quadratura x Sizígia – Em situações de maré de quadratura, demarcada em eventos de lua minguante e crescente, é possível observar a menor altura de maré com os menores vetores de corrente e com isso, menor efeito da dispersão do hiperbentos. Em situações de maré de sizígia, temos as maiores alturas de maré, condicionadas aos eventos de lua cheia e nova, e desta forma, os maiores vetores de velocidade para as correntes, promovendo as maiores distâncias de dispersão.

Diante disto, a utilização dos modelos 3D em todos os cenários permitiu a avaliação do comportamento da dispersão do hiperbentos, desde direção, velocidade,

permanência, entre outros. Além dos cenários combinados, também obtivemos o resultado ao longo de uma série temporal definida para análise, sendo elas:

1 (um) dia – 24 horas;

3 (três) dias – 72 horas; e

7 (sete) dias – 168 horas.

Em algumas situações, não foi possível obter resultados para 168 horas, devido à ausência de dados suficientes na série temporal para a realização dos cenários de dispersão.

A elaboração dos cenários / modelagens hidrodinâmicas permeiam uma série de ações no SisBaHia e de seus softwares paralelos, tais como: *Google Earth*, *Grafher e Surfer*. Inicialmente é preciso gerar os contornos de terra, mar e ilhas. É importante ressaltar que os contornos precisam ser precisos e isso demanda bastante atenção e tempo. Os contornos são gerados por meio do software *Google Earth*, na qual o mapa base é utilizado para o desenho dos contornos que foram georreferenciados para entrada no software *Surfer*.

Desta forma, serão apresentados as ações e etapas para a geração e implementação do modelo hidrodinâmico.

Inicialmente é realizada a definição dos contornos do domínio, que consiste na construção das margens / limites da Baía de Guanabara por meio da utilização de uma imagem de satélite, obtida pelo *Google Earth Pro*. O limite utilizado para a região da entrada do domínio da modelagem é o arco formado entre as proximidades do Canal do Joá até o Costão de Itacoatiara, assim definido também, como os limites oceanográficos do estuário da Baía de Guanabara (Figura 17).



Figura 17. Representação das linhas de contorno das margens do continente e das ilhas da Baía de Guanabara.

Após a etapa de elaboração dos domínios da Baía de Guanabara foi criada a discretização espacial por meio da utilização da malha de elementos finitos. A confecção desta malha foi realizada de forma bastante cautelosa a fim de preservar todos os detalhes de contorno naturais do ecossistema em questão com o principal objetivo de evitar a permanência de elementos com grandes proporções e que poderão gerar resultados equivocados em nossa modelagem. Ressalta-se que as densidades dos elementos finitos foram elaboradas com o maior grau de detalhamento possível e de acordo com as escalas dos fenômenos de interesse.

O produto final da malha de discretização do estuário da Baía de Guanabara constitui um total de 21 malhas sobrepostas de elementos finitos contém 1.335 elementos quadrangulares e 6.153 nós, permitindo uma base de cálculo de 130.000 mil pontos. As linhas mais finas permitem a conexão dos 6.153 nós oriundos da representação das colunas d'água e destes nós, 1.680 nós são oriundos do contorno de

terra, 55 nós da fronteira aberta e 2 nós dos contornos de terra/aberto. Os demais, na grande maioria, são nós internos da malha de discretização (Figura 18).

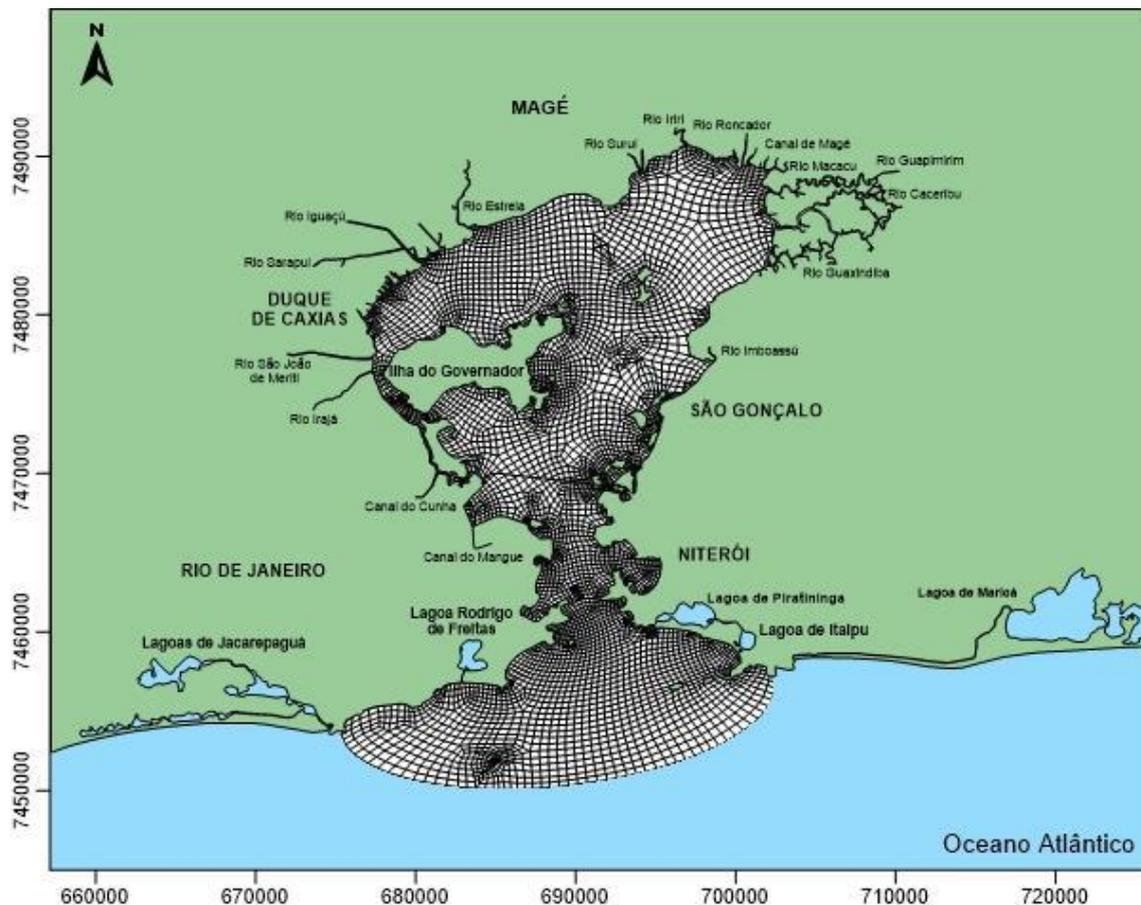


Figura 18. Representação da inserção da malha de discretização no croqui criado com as linhas de contorno.

Após a finalização da malha de discretização vem a etapa de inserção dos parâmetros ambientais para a geração do modelo. Os parâmetros inseridos são a batimetria, tipo de fundo e rugosidade equivalente, massa específica da água e do ar, marés, vazões dos rios afluentes e ventos.

A batimetria utilizada foi obtida por meio das seguintes cartas náuticas:

1501 (escala 1:50.000) – carta da Baía de Guanabara;

1511 (escala 1:20.000) – carta da barra do Rio de Janeiro; e

1512 (escala 1:20.000) – carta do Porto do Rio de Janeiro.

Todas as cartas náuticas citadas foram produzidas pela DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação) da Marinha do Brasil. Além disso, também foi utilizada a

base do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) por meio da carta Rio de Janeiro nº SF 23-Z-B-IV, escala 1:100.000, oriundas de imagens de satélite de 1992.

A inserção dos valores de profundidade foi realizada por meio do método de krikagem (*kriking*) a partir das coordenadas (x, y, z) fornecidas pela batimetria utilizada e desta forma, permitindo inserir as profundidades em cada nó da malha de elementos finitos (Figura 19).

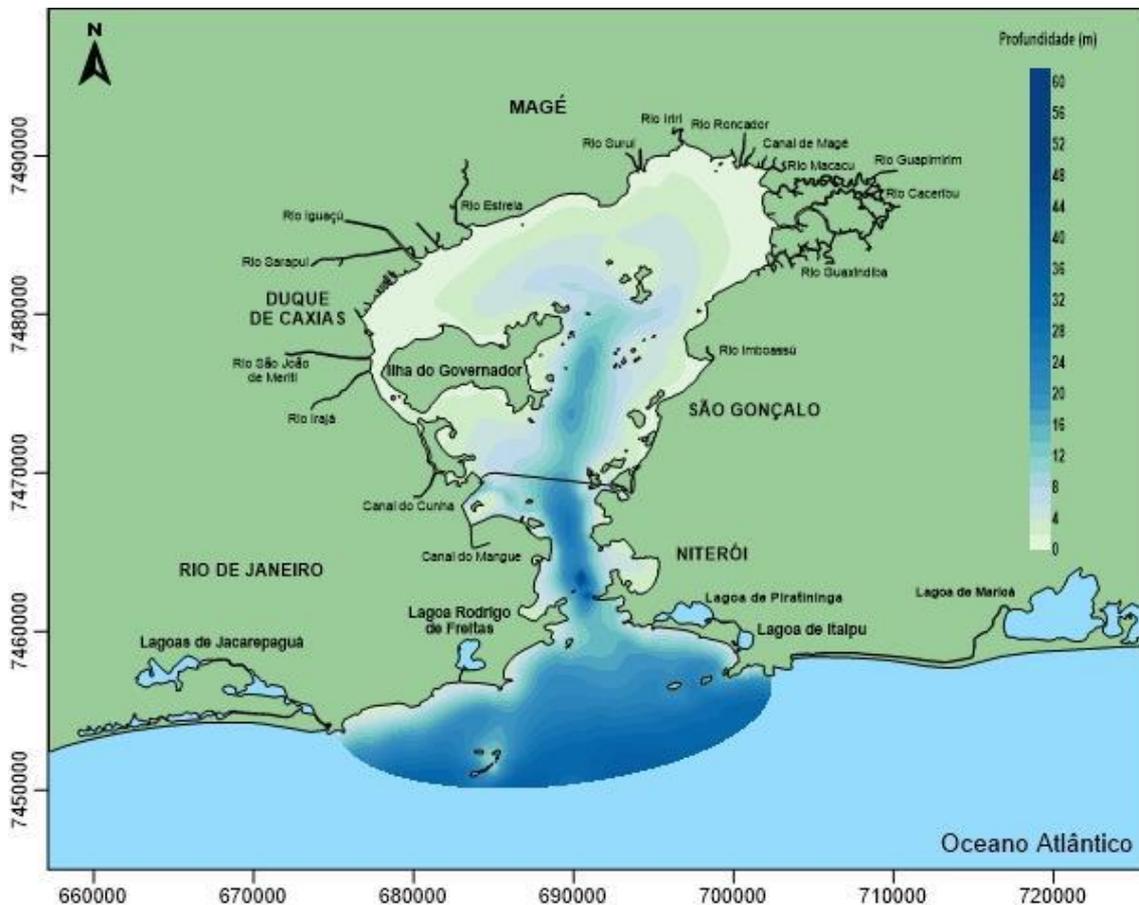


Figura 19. Representação da profundidade após a inserção dos dados batimétricos.

Em relação ao tipo de fundo e rugosidade equivalente, que estão diretamente relacionados com a granulometria, o fundo do estuário da Baía de Guanabara é formado por um mosaico com diferentes tipos de estruturas granulométricas. Por meio deste mosaico, foi possível o cálculo do coeficiente de Chézy que é utilizado na equação da tensão de atrito no fundo. Os valores de amplitude da rugosidade utilizados no modelo seguem os sugeridos por ABBOTT & BASCO (1989).

Após a elaboração do mapa batimétrico é necessário a inserção da rugosidade equivalente de fundo para estimar a tensão de atrito gerada pelo fundo. As informações utilizadas neste trabalho são oriundas de AMADOR (2012) e adaptado por KAUFMANN (2009) (Figura 20).

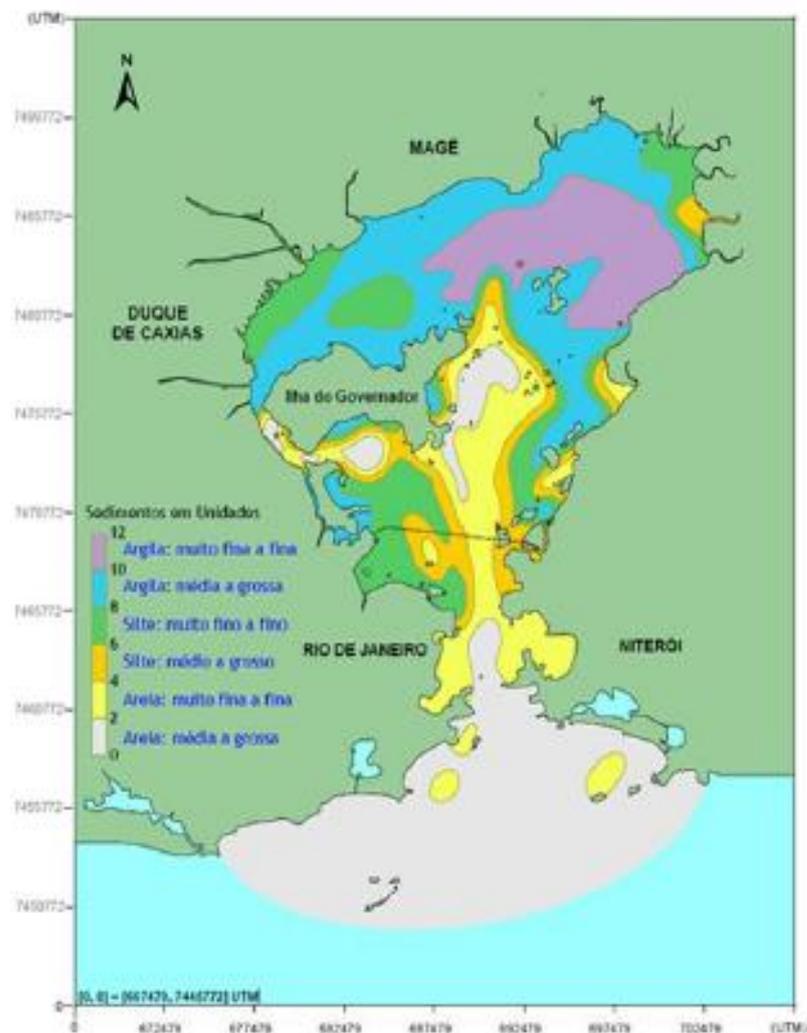


Figura 20. Representação evidenciando o mosaico de sedimentos ao longo de toda a Baía de Guanabara (Adaptado de Amador, 1997; 2012; Kaufmann, 2009).

Em relação a massa específica do ar e da água foram considerados os seguintes valores específicos abaixo ao longo de todo o domínio da modelagem:

$$\rho_{\text{água}} = 1.025 \text{ kg/m}^3$$

$$\rho_{\text{ar}} = 1,2 \text{ kg/m}^3$$

Já com as variações de maré foram consideradas a previsão de altura realizadas por meio de modelo harmônico. E dessa forma, cada uma destas marés apresentam um

período característico universal. No entanto, cada uma dessas marés parciais tem altura e uma fase única para um determinado local. A obtenção dos dados foi fornecida pela Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN) da Marinha do Brasil por meio dos registros da estação maregráfica da Ilha Fiscal.

Os dados das vazões dos rios foram obtidos por meio da compilação dos dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) a partir da normal climatológica de distribuição média (1961-1990) das estações meteorológicas inseridas na bacia hidrográfica. Salientamos que o aporte dos rios que desembocam no estuário não é suficiente para alterar os padrões de circulação observados nos cenários, por que a razão entre o deflúvio de água doce e o prisma de maré para um período de 24 horas é menor que 5% (SANTOS, 1995), embora, as vazões dos rios possam alterar, significativamente, o parâmetro ambiental (salinidade, oxigênio dissolvido, material particulado em suspensão, sedimentos, nutrientes, entre outros) como observado nos resultados deste trabalho.

Em relação aos dados de ventos, estes foram obtidos da série de registros de direção e intensidade de 1999 e 2000 da estação do Aeroporto Internacional do Rio de Janeiro (Galeão) sob-responsabilidade da INFRAERO. E dentro dessa série temporal foram utilizados os meses referentes ao período de inverno e verão nas situações de período de tempo bom e ruim.

Além disso, o assoalho da baía se apresenta como um mosaico com diferentes tipos de sedimento, oriundo de uma relação direta com o hidrodinamismo. O fundo e a região das bordas na seção intermediária são predominantes nas frações finas do sedimento categorizadas como silte e argila. A região próxima ao canal central e intermediária da Baía de Guanabara já evidencia a presença de sedimento com nível intermediário, se apresentando como areia média e fina. E a região do canal central e da entrada da Baía de Guanabara se apresenta com areia grossa e muito grossa com relação direta com o hidrodinamismo. Esse mosaico, não só está diretamente relacionado com a tensão / rugosidade do fundo, como também, com a distribuição da macrofauna bentônica ao longo de toda a sua extensão (Figura 21).

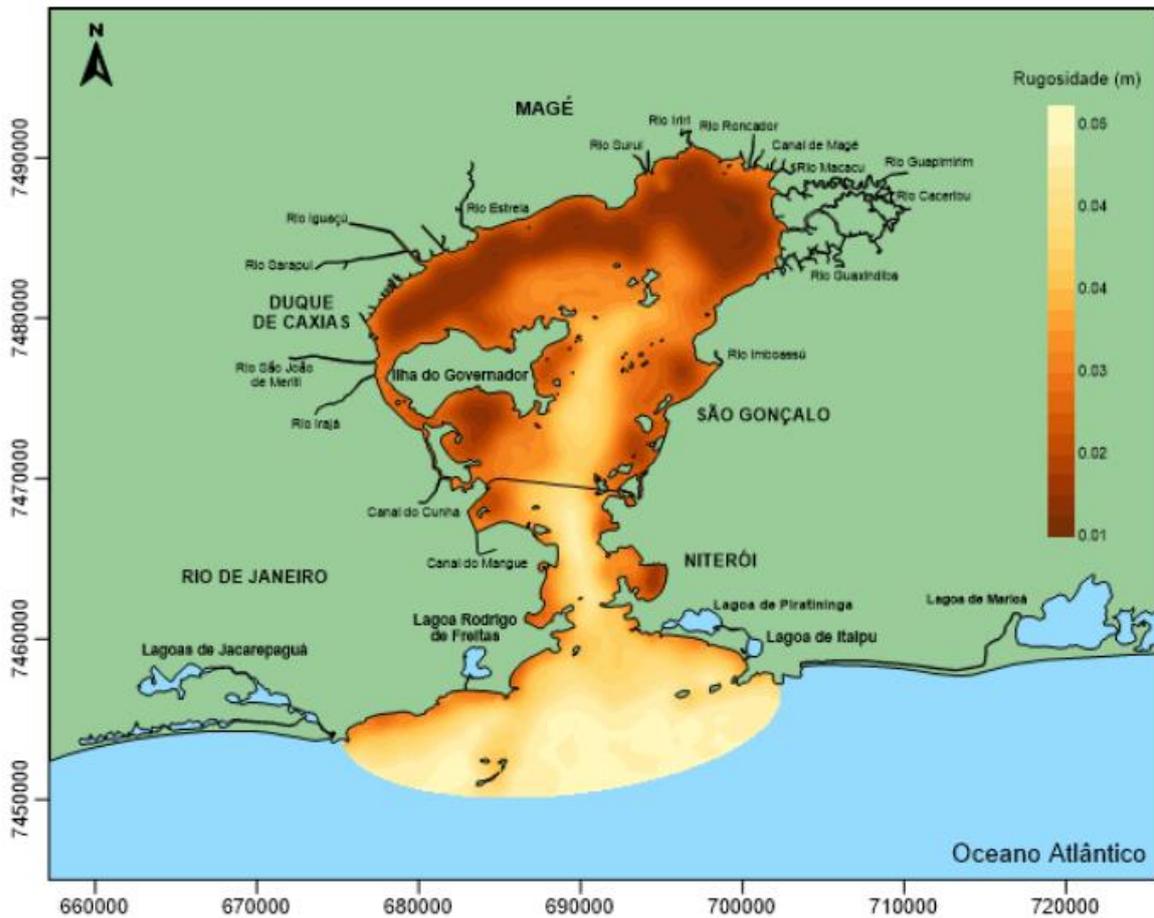


Figura 21. Representação da distribuição da rugosidade do leito submarino da Baía de Guanabara.

Os dados ambientais inseridos contemplam dados de maré, obtidas pelas tábuas de maré da Fundação dos Estudos do Mar (FEMAR) para a estação maregráfica do porto do Rio de Janeiro – Ilha Fiscal, com as suas devidas calibrações das constantes harmônicas, alturas, entre outros.

Em relação aos dados anemométricos na superfície livre, estes foram obtidos por reanálise disponibilizado pelo site ECMWF do Era-Interim, na qual foi possível obter a extração dos dados de 6 em 6 horas em 7 estações (Figura 22).

4. RESULTADOS

4.1. INVERTEBRADOS BENTÔNICOS E VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Foram coletados 18.108 espécimes e estão distribuídos em 124 táxons. A espécie *Heleobia australis* (Gastropoda) foi a mais dominante (10.403 ind. ~ 58% - Figura 23).



Figura 23. Exemplar do gastrópode *Heleobia australis* (extraído de *World Register of Marine Species* – WoRMS – marinespecies.org).

Os demais dominantes foram *Cyprideis* sp. (Ostracoda / 1.802 ind. ~ 10% - Figura 24), *Americuna besnardi* (Gastropoda / 768 ind. ~ 4,5% - Figura 25), *Cyprideis salebrosa* (Ostracoda / 486 ind. 2,7% - Figura 26), *Ervilia concentrica* (Gastropoda / 377 ind. 2, 1% - Figura 27), Mytilidae (350 ind. ~ 2% - Figura 28), Cypridinidae (347

ind. ~ 2% - Figura 29) e os táxons restantes com um total de 3.575 espécimes distribuídos em 117 táxons com porcentagens abaixo de 2% (Figura 30).

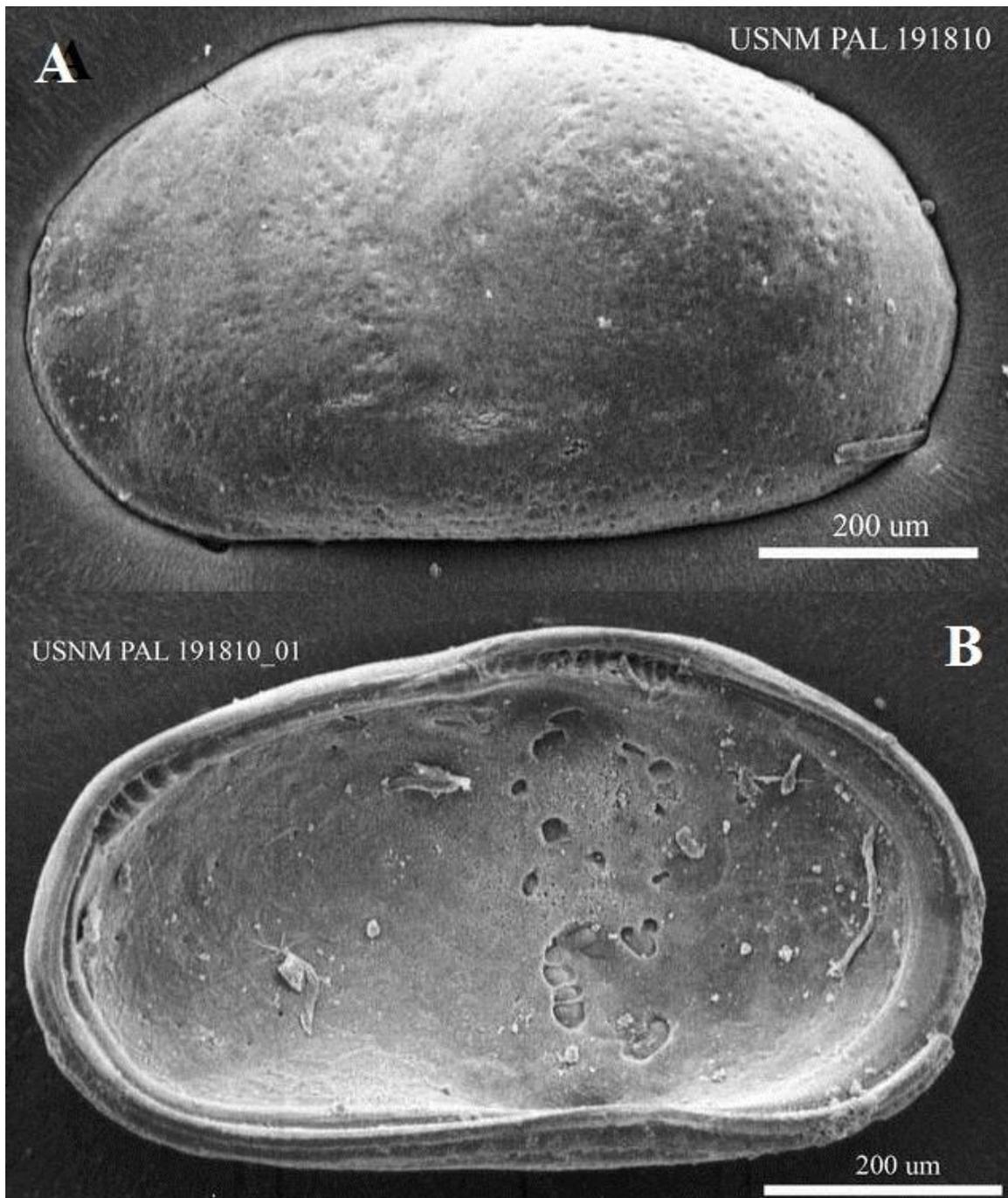


Figura 24. Imagem obtida por meio de uma microscopia eletrônica de varredura das valvas de um ostracode adulto da espécie *Cyprideis* sp. (A – lado externo e B – lado interno (extraído de World Register of Marine Species – WoRMS – marinespecies.org).

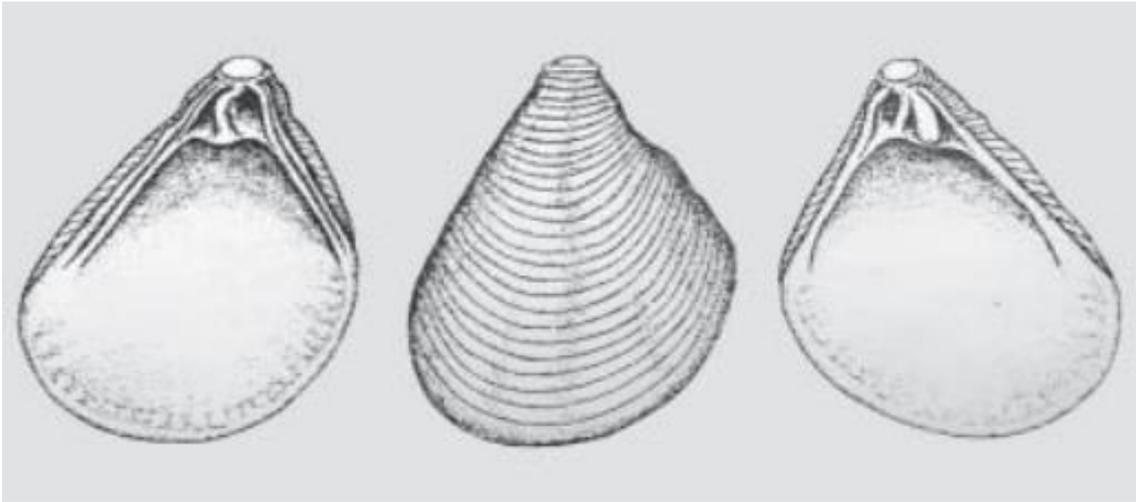


Figura 25. Ilustração do bivalve *Americuna besnardi* (extraído e modificado de KLAPPENBACH, 1963).

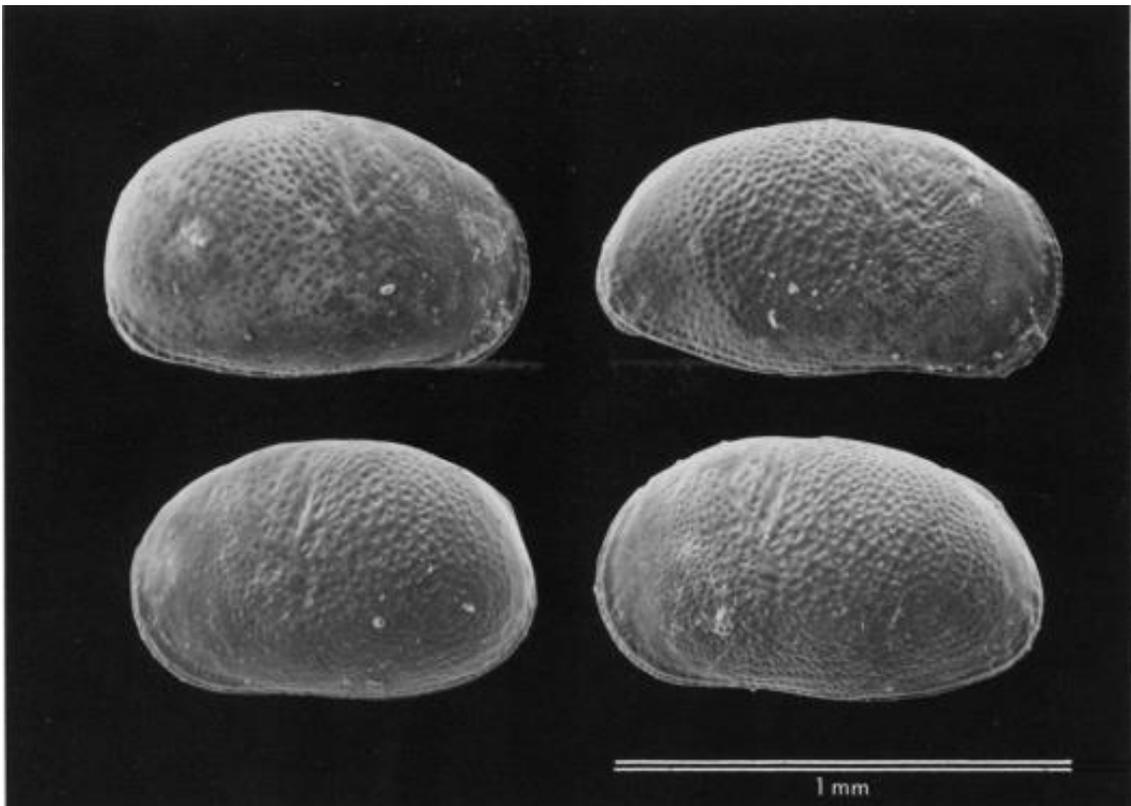


Figura 26. Imagem obtida por meio de uma microscopia eletrônica de varredura das valvas de um ostracode adulto da espécie *Cyprideis salebrosa* (fêmea – esquerda e macho – direita) (extraído de STOUT, 1981).



Figura 27. Exemplar do bivalve *Ervillia concentrica* (extraído de *World Register of Marine Species* – WoRMS – marinespecies.org).



© Amgueddfa Cymru - National Museum Wales

Figura 28. Exemplo de bivalve da família Mytilidae (extraído de <https://naturalhistory.museumwales.ac.uk/>).



Figura 29. Exemplar de ostracode da família Cypridinidae (extraído de <https://eol.org>).

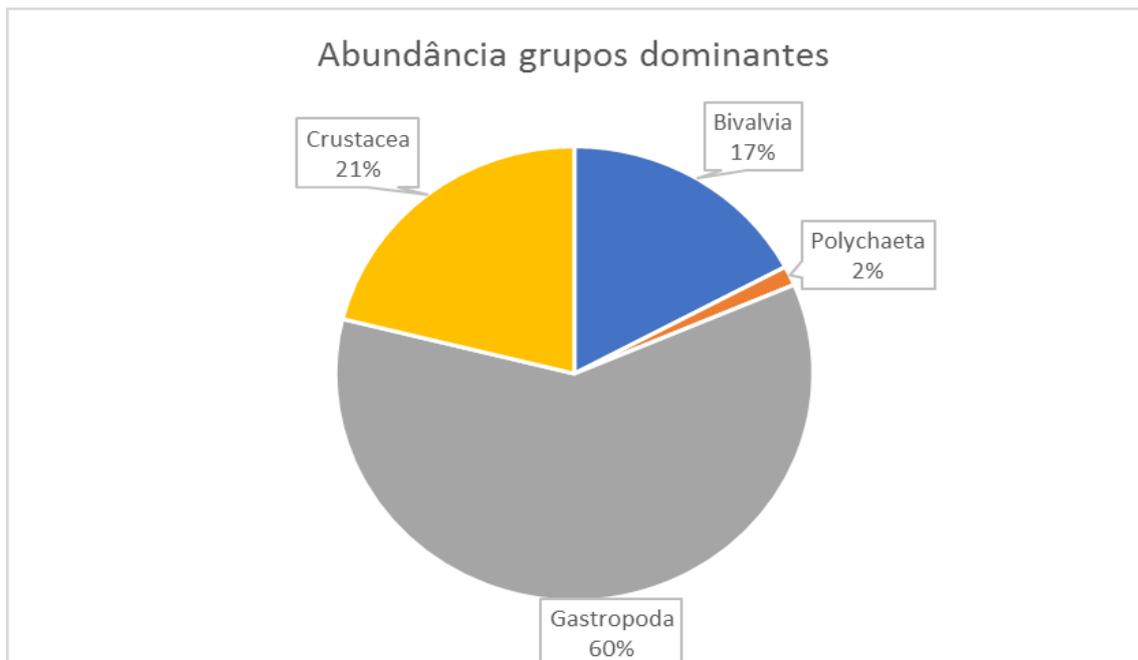


Figura 30. Distribuição em porcentagem dos principais grupos taxonômicos dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento encontrados durante as campanhas ao longo dos dois ciclos anuais (2005 até 2007).

As sete espécies dominantes totalizaram 14.533 indivíduos e representaram 81,3% com espécies indicadoras em cada setor da Baía de Guanabara. As análises de ordenação canônica (análise de redundância) com variáveis abióticas e todos os táxons evidenciam uma distribuição por setores (Figura 31).

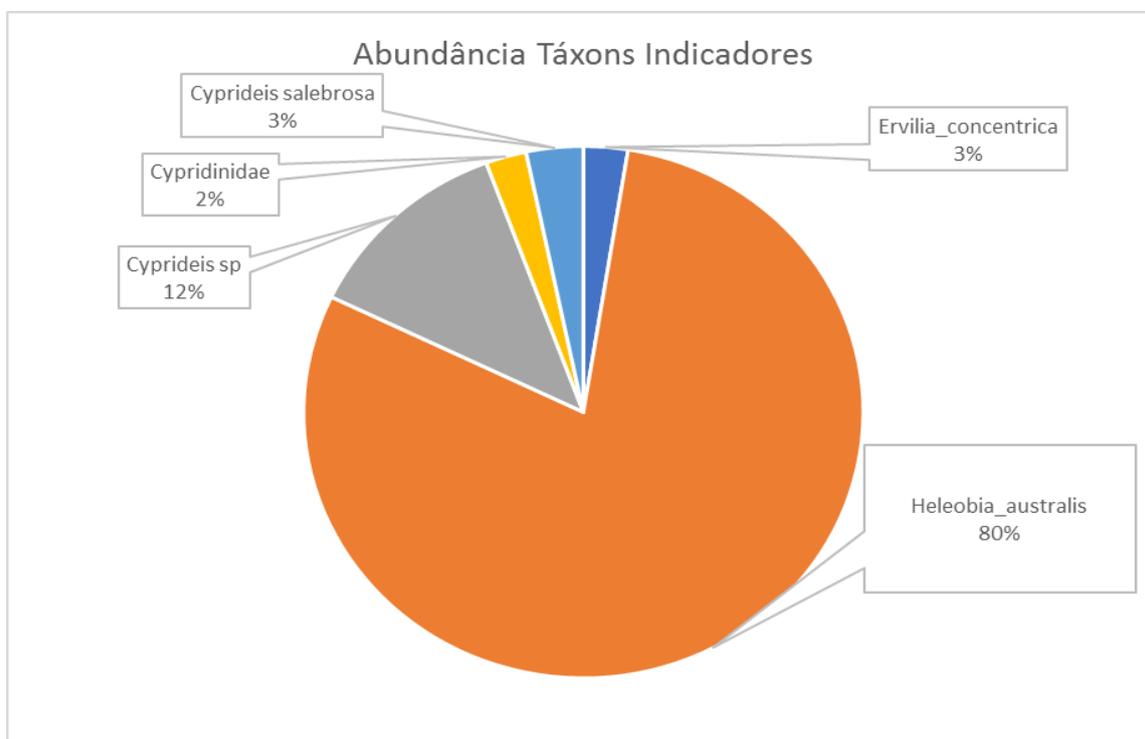


Figura 31. Distribuição em porcentagem dos principais táxons dominantes encontrados durante as campanhas ao longo dos dois ciclos anuais.

As análises exploratórias realizadas por meio dos dendrogramas (*cluster*) permitem observar os padrões ambientais das variáveis bióticas e abióticas do banco de dados.

As variáveis abióticas (Água de Fundo e Sedimento) apresentaram padrões que permitem inferir a setorização da Baía de Guanabara.

O primeiro dendrograma foi elaborado por meio da compilação das variáveis que compõem a Água de Fundo (temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido e saturação do oxigênio) utilizando a distância euclidiana em modo Q com o método de agrupamento por meio do método UPGMA (Figura 32). Em relação à matriz de dados ambientais, referentes a granulometria foram analisadas separadamente utilizando

similaridade de Bray-Curtis (em modo Q) e o método de agrupamento UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) (Figura 33).

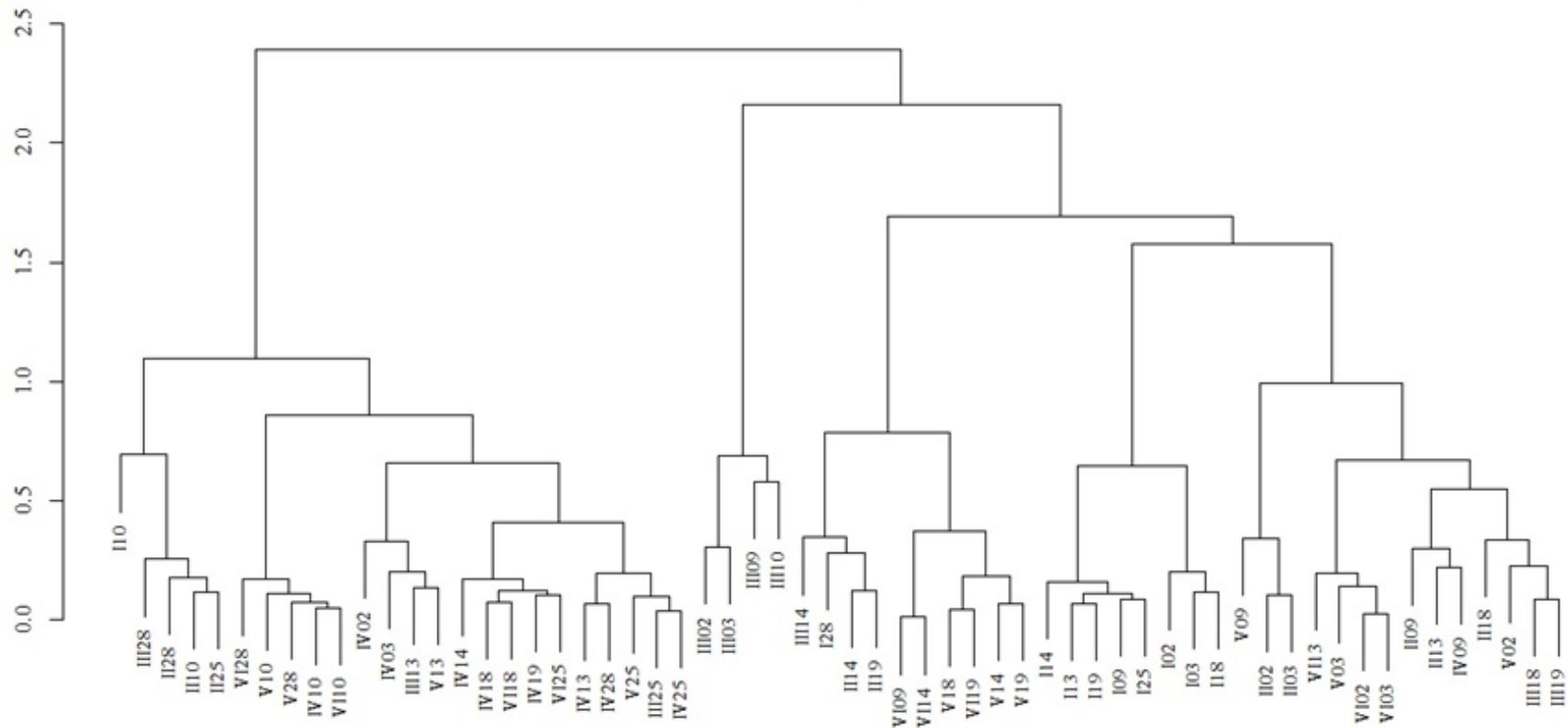


Figura 32. Dendrograma em modo Q (Distância Euclidiana – UPGMA) das variáveis ambientais abióticas da Água de Fundo (Ex.: III28 – 3ª campanha da estação BG28).

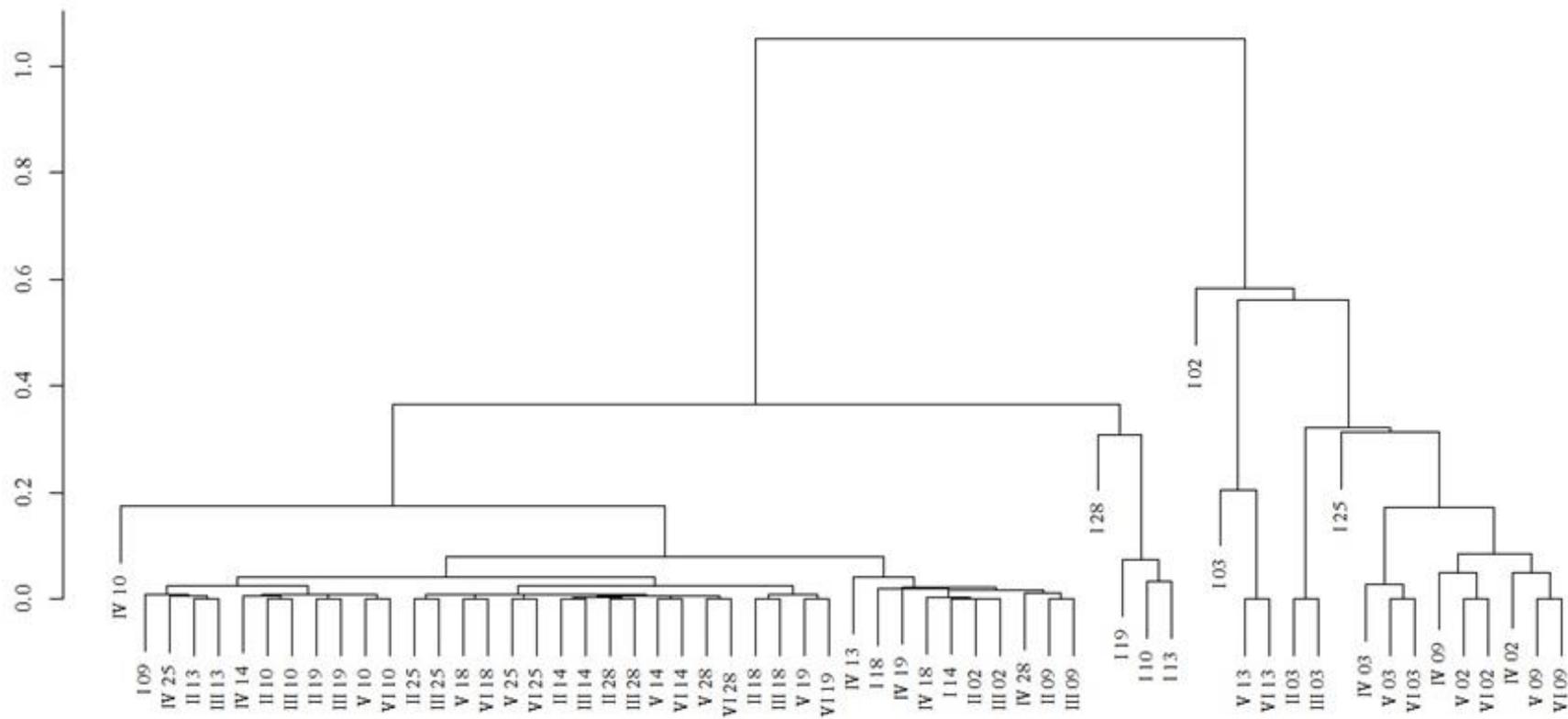


Figura 33. Dendrograma em modo Q (Distância Euclidiana – UPGMA) das variáveis ambientais do sedimento (Ex.: III28 – 3º campanha da estação BG28).

4.2. SAZONALIDADE PLUVIOMÉTRICA E OCEANOGRÁFICA

A água de fundo apresentou um padrão sazonal típico de estuários tropicais e subtropicais. Os elevados valores de salinidade, oxigênio dissolvido e saturação do oxigênio foram observados no setor Externo durante os períodos de baixa pluviosidade e com variação temporal relativamente baixa. Os setores intermediários e internos apresentam baixos valores de salinidade devido ao aporte continental e deságue dos rios e valores baixos de oxigênio dissolvido e saturação de oxigênio por conta da elevada entrada de matéria orgânica e a sua decomposição por bactérias anaeróbicas. Os valores mais baixos são encontrados durante o início das estações chuvosas (ER1 e ER2), e temperaturas mais altas e níveis baixos de oxigênio dissolvido e saturação ocorreram no final da estação chuvosa (LR1 e LR2) (Figura 34).

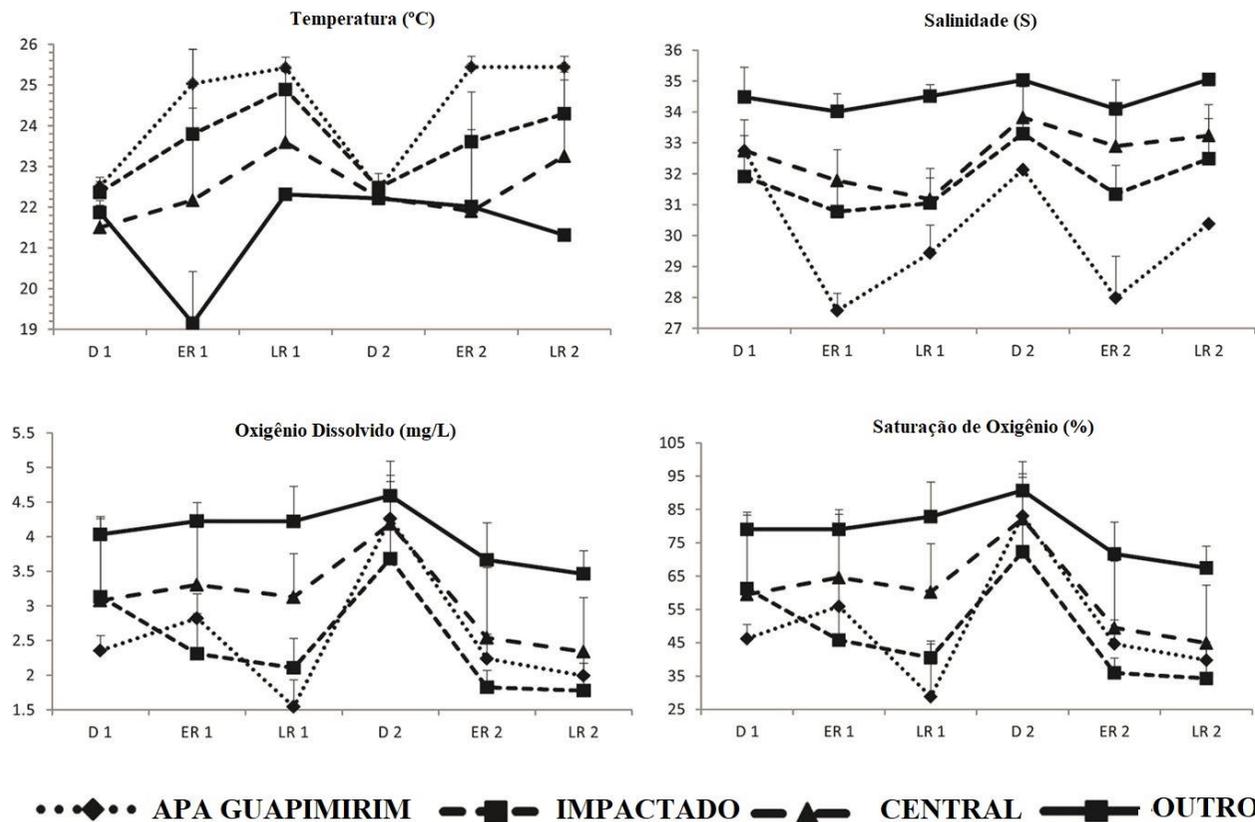


Figura 34. Dados abióticos da água de fundo ao longo das estações pré-definidas (D – Dry Season / Período Seco; ER – Early Rainy / Período Pré Chuvoso e LR – Late Rainy / Período Pós Chuvoso) ao longo dos quatro setores da Baía de Guanabara (EPA Guapimirim / APA Guapimirim – BG 18 e BG 19; Impacted / Impactado – BG 10, BG 25 e BG 28; Central / Intermediário – BG 09, BG 13 e BG 14/ Outer / Externo – BG 02 e BG 03) (extraído de PESSOA et al., 2020).

Os padrões observados permitem evidenciar as estações que sofrem elevada influência do aporte continental (*runoff*) (BG 10, 18, 19, 25 e 28) durante o período chuvoso. Sendo que na porção noroeste existe um impacto oriundo de poluição difusa da baixada fluminense por meio do desague dos rios extremamente poluídos e, a porção noroeste com rios preservados do impacto da poluição e em condições ambientais melhores dentro da APA de Guapimirim.

Em relação às estações localizadas no setor Intermediário (BG 9, 13 e 14), temos um padrão de mistura por meio do aporte continental e a influência do canal central. Essa região apresenta características próprias nos padrões de água de fundo e sedimento.

A região da Entrada (BG 02 e 03) possui forte influência da dinâmica costeira da parte de fora da Baía de Guanabara, por meio da elevada taxa de renovação do corpo hídrico, sedimentos grosseiros (com predominância de areia média e grossa) e a presença de nutrientes (nitrato, fosfato, silicato, entre outros) de massas de d'água costeiras, tais como a ACAS.

4.3. ANÁLISES EXPLORATÓRIAS E PADRÕES ECOSISTÊMICOS

As análises exploratórias por meio do uso de dendrogramas das variáveis bióticas utilizando as densidades dos táxons encontrados nos permitiu identificar padrões ambientais em relação a predominância da distribuição e identificar possíveis espécies dominantes. Diante desta observação, houve também a evidência dos setores bem definidos como os observados para os padrões identificados nas variáveis abióticas (água de fundo e sedimento) (Figuras 35 e 36).

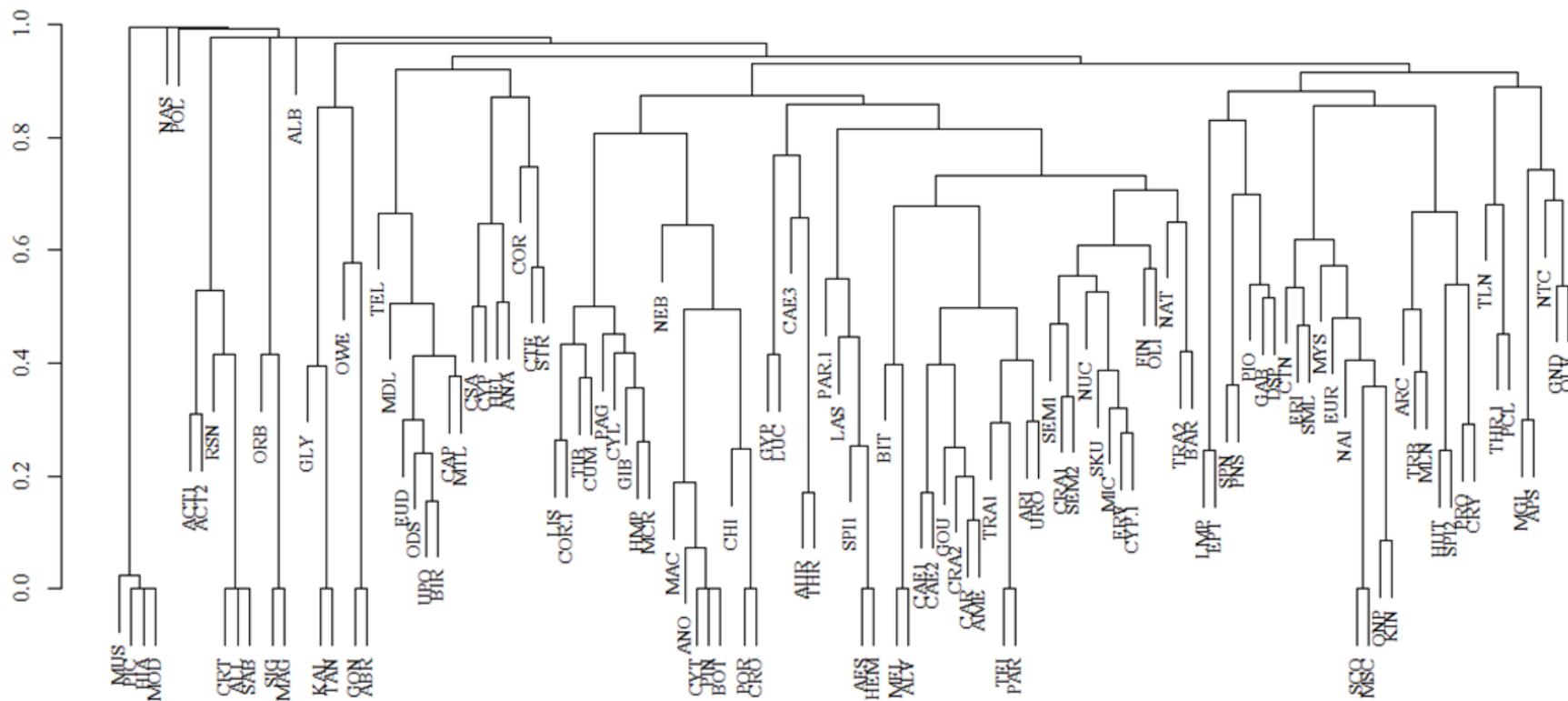


Figura 36. Dendrograma em modo R (Bray Curtis – UPGMA) evidenciando os táxons encontrados no sedimento da Baía de Guanabara ao longo dos dois ciclos anuais (2005 a 2007).

A Análise de Redundância para os dois ciclos anuais definiu três áreas, como: Entrada, Intermediário e Interno. O setor de entrada foi caracterizado pelos autovalores dos nitratos (NO₃), salinidade (SAL), oxigênio dissolvido (DO) e areia média (MD_SAND) e areia fina (FINE_SAND), com *Ervilia concentrica* (ERV) e *Cypridinidae* (CYP1) como táxons indicadores. O setor Intermediário apresentou autovalores de fósforo total (FTs), clorofila (CLO) e sedimento de separação (SOR) com *Cyprideis salebrosa* (CSA) e *Cyprideis* sp. (CYP) como taxa dominante. O setor Interno teve autovalores de nitrogênio total (NTs), amônia (NH₄), argila (CLAY) e assimetria (SKW), com *Heleobia australis* (HEL) como espécies dominantes (Figura 37).

A Análise de Redundância Parcimoniosa para os dois ciclos anuais (2005 - 2007) evidenciou sete variáveis explicativas: argila (CLAY), nitrito (NO₂), assimetria (SKW), material particulado em suspensão (MPS), oxigênio dissolvido (OD), nitrato (NO₃) e areia fina (FINE_SAND). O setor de Entrada foi caracterizado por altas concentrações de oxigênio dissolvido (DO), nitrato (NO₃) e areia fina (FINE_SAND), enquanto *Ervilia concentrica* (ERV) e *Cypridinidae* (CYP1) foram espécies indicadoras. No setor Intermediário, o material particulado em suspensão (MPS) e assimetria (SKW) e *Cyprideis salebrosa* e *Cyprideis* sp. como espécies indicadoras e, no setor Interno, o nitrito (NO₂) e assimetria (SKW) foram as variáveis explicativas observadas com *Heleobia australis* (HEL) como espécie indicadora (Figura 38).

A Análise de Redundância do primeiro ciclo anual (2005 - 2006) continua indicando três setores (entrada, intermediário e interno). *Ervilia concentrica* (ERV) e Cyprinidae (CYP1) foram indicadores na entrada, como indicado pelo oxigênio dissolvido (DO), areia fina (FSAN) e nitrato (NO3). *Cyprideis salebrosa* e *Cyprideis* sp. foram indicadores no setor intermediário, com altos valores de material particulado em suspensão (MPS) e assimetria (SKW). No setor interno, as variáveis explicativas foram nitrato (NO2) e argila (CLAY), com *Heleobia australis* como espécie indicadora (Figura 39).

A Análise de Redundância Parcimoniosa do primeiro ciclo anual (2005 - 2006) evidenciou cinco variáveis explicativas: selecionamento (SOR), oxigênio dissolvido (DO), salinidade (SAL), areia média (MD_SAND) e nitrito (NO₂). O setor de Entrada foi caracterizado por altas concentrações de oxigênio dissolvido (DO), salinidade (SAL) e areia média (MD_SAND), enquanto *Ervilia concentrica* (ERV) e *Cypridinidae* (CYP1) foram espécies indicadoras. No setor Intermediário, o selecionamento (SOR) e *Cyprideis salebrosa* e *Cyprideis* sp. como espécies indicadoras e, no setor Interno, o nitrito (NO₂) foi a única variável explicativa observada com *Heleobia australis* (HEL) como espécie indicadora (Figura 40).

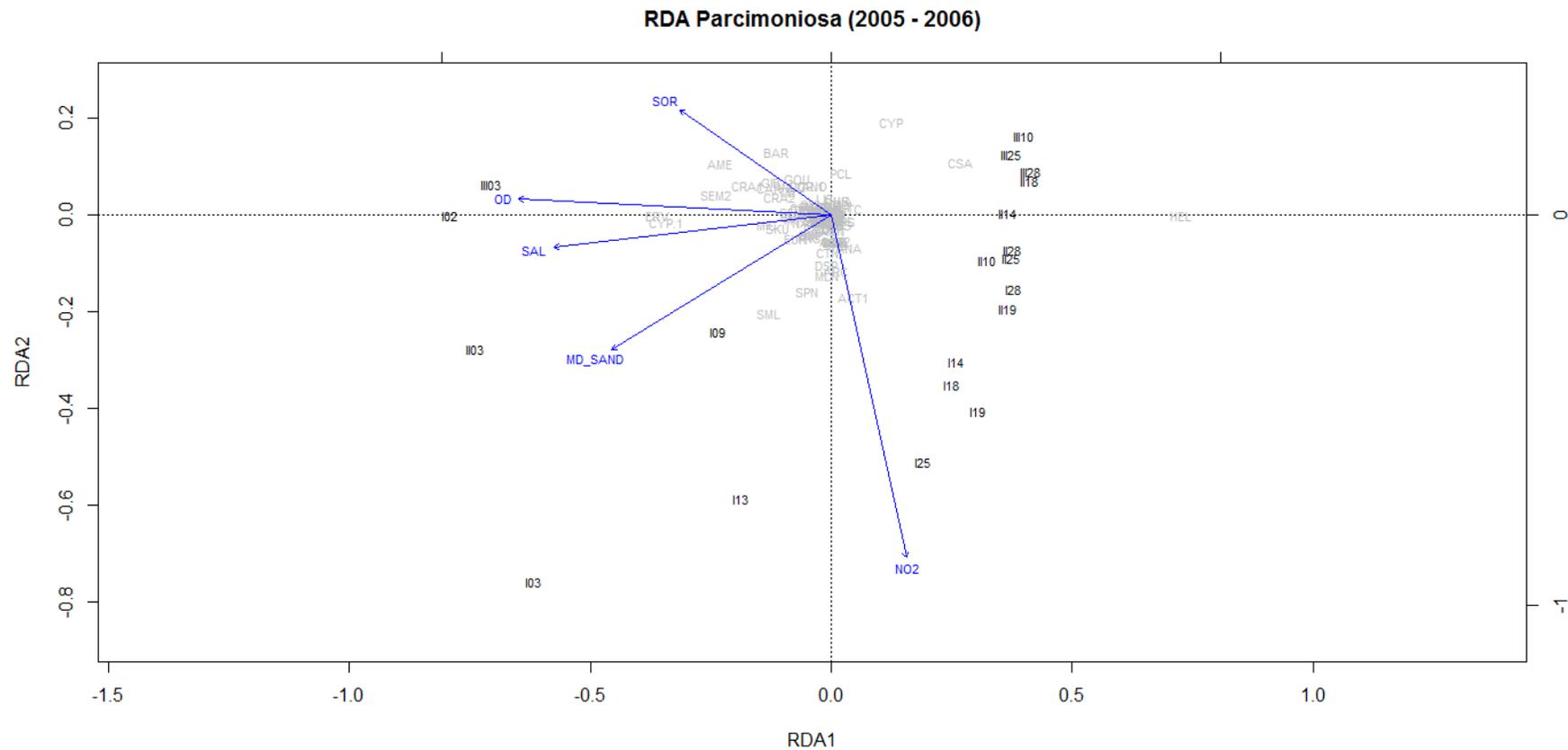


Figura 40. Análise de Redundância (RDA) Parcimoniosa permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas no primeiro ciclo anual (2005 a 2006) e evidenciando que as variáveis explanatórias significativas foram: selecionamento (CLAY), areia média (MD_SAND), oxigênio dissolvido (OD), salinidade (SAL) e nitrito (NO2).

A Análise de Redundância do segundo ciclo (2006 - 2007) mostrou três setores bem definidos. A Entrada teve como variáveis explicativas areia média (MD_SAND), areia fina (FINE_SAND), nitrato (NO3) e salinidade (SAL), enquanto *Ervilia concentrica* (ERV) e Cypridinidae (CIP) como espécies indicadoras. No intermediário, assimetria (SKW) foi a variável explicativa, com *Cyprideis salebrosa* e *Cyprideis* sp. como espécies indicadoras. E na parte interna, fosfato (TFs) como a variável explicativa e *Heleobia australis* como espécie indicadora (Figura 41).

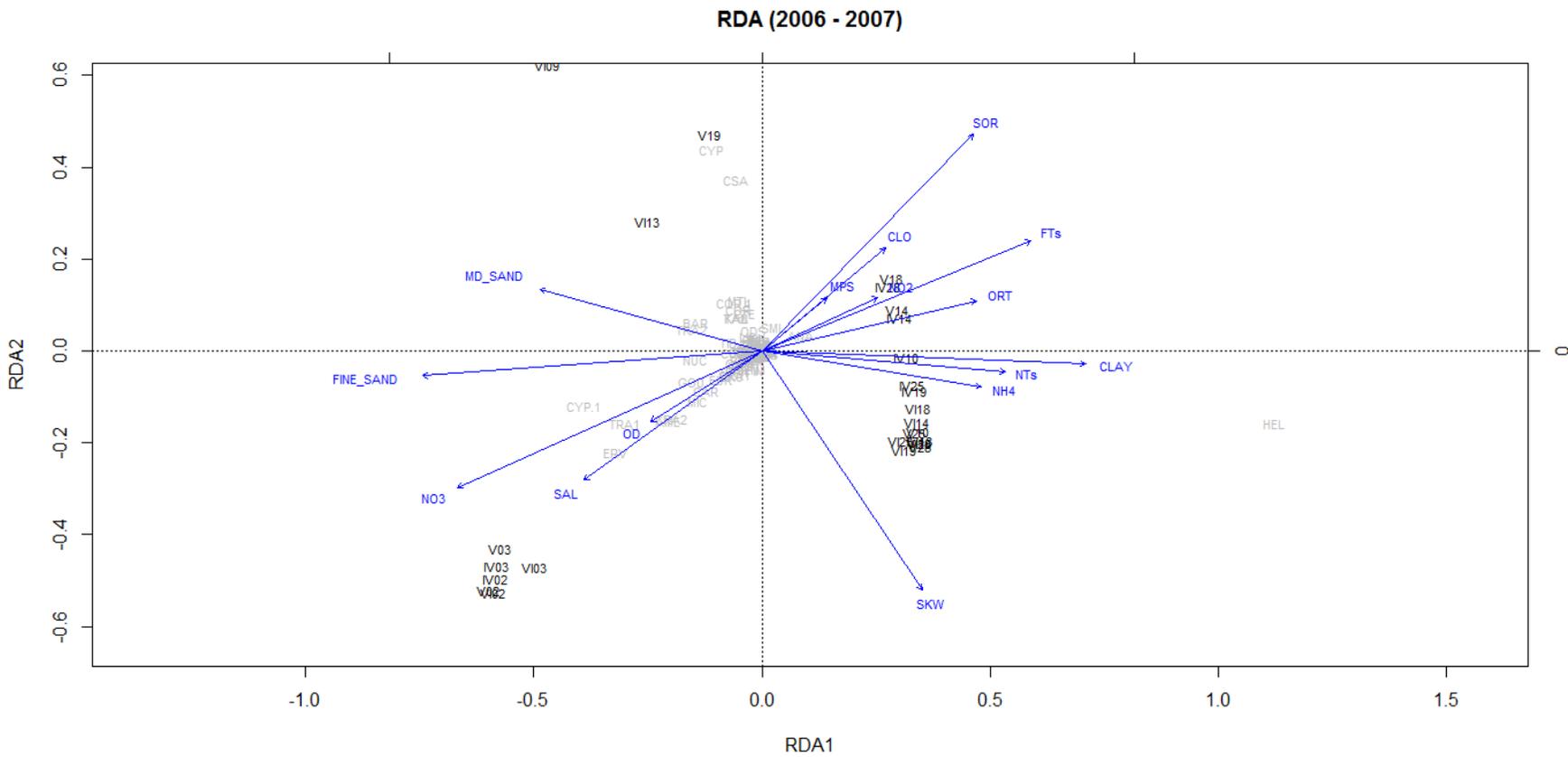


Figura 41. Análise de Redundância (RDA) permitindo visualizar a relação das variáveis abióticas e bióticas no segundo ciclo anual (2006 a 2007).

A Análise de Redundância Parcimoniosa para o segundo ciclo anual (2006-2007) evidenciou apenas quatro variáveis explicativas, como segue: areia média (MD_SAND), areia fina (FINE_SAND), nitrato (NO3) e assimetria (SKW). Assim, o setor de entrada foi caracterizado por areia média e fina e nitrato, enquanto *Ervilia concentrica* (ERV) e *Cypridinidae* (CYP) foram as espécies indicadoras. No setor intermediário, *Cyprideis salebrosa* (CSA) *Cyprideis* sp. (CYP) foram as espécies indicadoras e, finalmente, no setor Interno, assimetria (SKW) e *Heleobia australis* como espécie indicadora (Figura 42).

A análise exploratória mostrou a existência de padrões e associações. Assim, o PERMANOVA foi aplicado para avaliar a existência de variações intra e interanuais nos três setores, durante os períodos (seco, chuvoso precoce e chuvoso tardio), ao longo dos dois ciclos anuais (2005-2006 e 2006-2007) (Tabela 1).

Tabela 1. PERMANOVA com todos os táxons entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade).

	2005			df	2006		2007		
	GL	F	p		F	p	GL	F	p
Setor	2	4.9971	0,001	2	6.1619	0,001	2	9.5114	0,001
Campanha	3	2.0013	0,002	2	0.6823	0.812	5	1.4785	0,025
Setor x Campanha	4	1.1384	0,250	4	0.6565	0.938	10	1.0311	0,389
Resíduos	21			20			42		
TOTAL	30			28			59		

Foi possível observar diferenças significativas entre os setores propostos e as pesquisas (respectivamente, $p < 0,001$ e $p = 0,002$). Por outro lado, a análise temporal indicou ciclos extremamente bem definidos ($p < 0,001$), apesar de pesquisas do primeiro ciclo apresentarem diferenças significativas, corroborando a hipótese de que a chuva atua como reguladora da dinâmica estuarina. No segundo ciclo anual (2006-2007), também houve indícios de diferenças significativas entre os setores, embora não tenham sido observados nas pesquisas.

Além disso, utilizamos também a PERMANOVA (Análise de Variância Permutacional) para identificar a existência de variações intra e inter-anual do espaço (setores) e tempo (sazonalidade) ao longo dos dois ciclos anuais com todos os táxons e os grupos específicos, tais como: moluscos (Tabela 2), gastrópodes (Tabela 3), bivalves (Tabela 4) e crustáceos (Tabela 5).

Tabela 2. PERMANOVA dos moluscos entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade).

	2005			2006	df	2006		2007		
	GL	F	p			F	p	GL	F	p
Setor	2	4.3832	0,001	2	5.5289	0,001		2	8.5850	0,001
Campanha	3	1.5661	0,034	2	0.5094	0.960		5	1.1510	0,224
Setor x Campanha	4	1.0350	0,401	4	0.5251	0.991		10	0.8543	0,817
Resíduos	21			20				42		
TOTAL	30			28				59		

Tabela 3. PERMANOVA dos gastrópodes entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade).

	2005			2006	df	2006		2007		
	GL	F	p			F	p	GL	F	p
Setor	2	4.5931	0,001	2	2.8214	0,016		2	7.5437	0,001
Campanha	3	1.9085	0,003	2	0.4216	0.905		5	1.2658	0,148
Setor x Campanha	4	1.0786	0,338	4	1.0567	0.432		10	0.9280	0,610
Resíduos	21			20				41		
TOTAL	30			28				58		

Tabela 4. PERMANOVA dos bivalves entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade)

	2005			2006	df	2006		2007		
	GL	F	p			F	p	GL	F	p
Setor	2	2.1608	0,001	2	2.1776	0,015		2	3.2230	0,001
Campanha	3	1.2825	0,066	2	0.6362	0.880		5	1.4150	0,027
Setor x Campanha	4	0.9309	0,642	4	0.6480	0.941		10	0.8476	0,910
Resíduos	17			10				30		
TOTAL	26			18				47		

Tabela 5. PERMANOVA dos crustáceos entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade).

	2005			2006	df	2006		2007	
	GL	F	p		F	p	GL	F	p
Setor	2	5.4863	0,001	2	5.9887	0,001	2	9.7640	0,001
Campanha	3	1.9407	0,007	2	1.5103	0.130	5	1.7153	0,012
Setor x Campanha	4	1.2249	0,211	4	1.0170	0.408	10	1.2899	0,070
Resíduos	18			13			32		
TOTAL	27			21			49		

Na avaliação com todos os táxons foi possível observar que os setores são bem definidos ($p < 0,001$) em cada ciclo anual (2005-2006 / 2006-2007). No entanto, a definição das campanhas só foi significativa ($p < 0,002$) no primeiro ciclo anual (2005-2006) e não significativa ($p = 0,812$) para o segundo ciclo anual. Na avaliação dos anos juntos (2005-2007) ambos, setores e campanhas, apresentaram diferenças significativas ($p < 0,001$ e $p < 0,025$, respectivamente).

No entanto, para os poliquetos esse padrão apresentou distinção entre setores, campanhas e setores x campanhas ($p < 0,002$; $p < 0,001$ e $p < 0,009$, respectivamente) para o primeiro ciclo anual (2005-2006) e somente para setores ($p < 0,001$) no segundo ciclo anual (2006-2007). E para os dois ciclos anuais juntos (2005-2007) ocorreu diferença significativa entre setores, campanhas e setores x campanhas ($p < 0,001$ em todos) similar ao primeiro ciclo anual (Tabela 6).

Tabela 6. PERMANOVA dos poliquetos entre os anos de acordo com os setores propostos (Externo, Intermediário e Fundo) ao longo da Baía de Guanabara (GL: graus de liberdade, F: estatística F e p: probabilidade).

	2005			2006	df	2006		2007	
	GL	F	p		F	p	GL	F	p
Setor	2	2.6616	0,002	2	2.8244	0,001	2	2.6403	0,001
Campanha	3	2.4497	0,001	2	1.1311	0.274	5	2.7685	0,001
Setor x Campanha	3	1.8285	0,009	4	1.3949	0.104	6	1.7155	0,001
Resíduos	14			20			21		
TOTAL	22			28			34		

4.4. DISPERSÃO EM DIFERENTES CONDIÇÕES METEOCEANOGRÁFICAS

Em relação aos cenários de dispersão dos invertebrados bentônicos adultos foram realizadas simulações nos diferentes eventos para avaliar o potencial de dispersão dos mesmos. Estes cenários levaram em consideração os seguintes eventos, sendo eles: inverno x verão, maré de quadratura x sizígia, tempo bom (predominância de ventos leste / nordeste) x tempo ruim (predominância de ventos no quadrante sul / sudoeste) e distribuição na superfície x próximo ao fundo (até um metro acima do leito submarino).

As simulações geradas levaram em consideração a série temporal de 24, 72 e 168 horas (um, três e sete dias, respectivamente), respectivamente ao longo das 10 (dez) estações estudadas ao longo dos dois ciclos anuais.

O cenário ilustrado a seguir evidencia a dispersão do hiperbentos na intrusão salina (um metro acima do leito submarino) durante o verão em condições de tempo bom com uma maré de quadratura ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 43). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 44). Essas simulações permitem visualizar que a condição de variação de tempo pouco interfere na dispersão do hiperbentos, talvez uma influência direta no substrato em baixas profundidades. No entanto, é importante evidenciar que o avanço das horas promove uma dispersão eficiente com vários quilômetros de extensão, não só ao longo de toda a Baía de Guanabara, mas exportando-os para a região costeira.

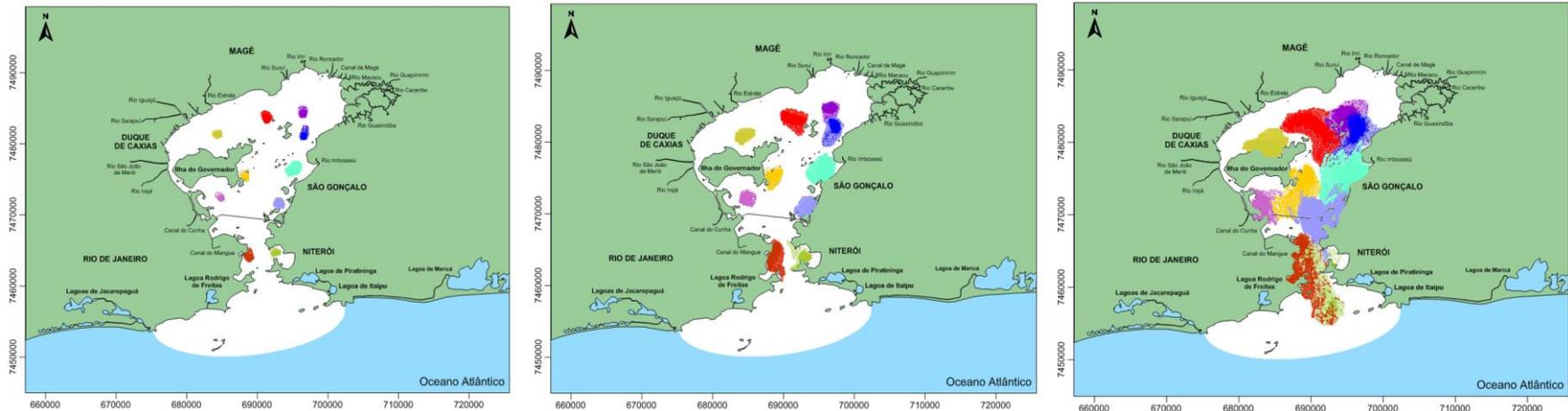


Figura 43. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo bom em uma maré de quadratura.

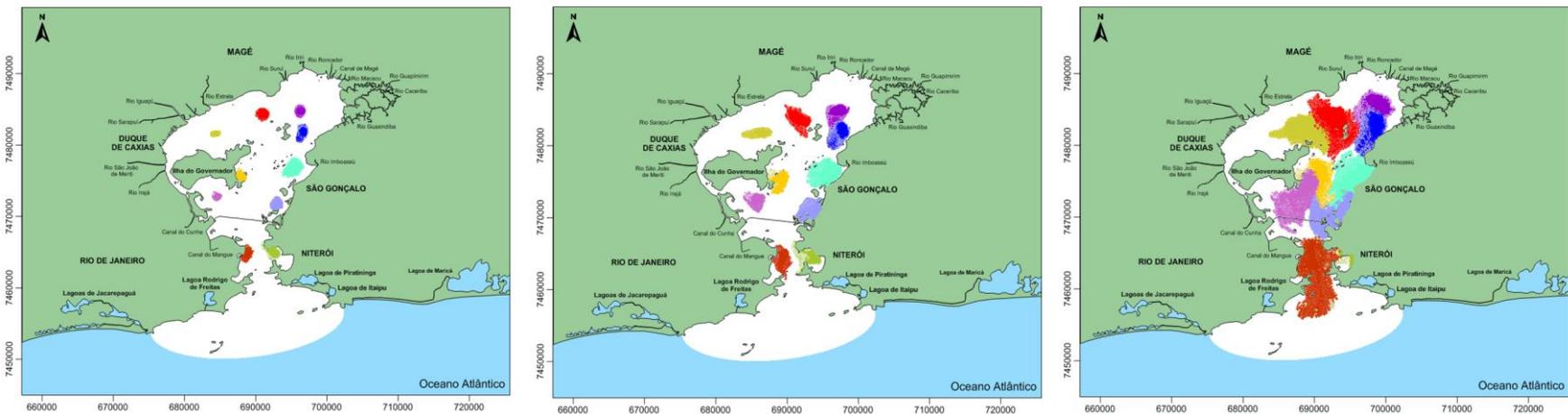


Figura 44. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.

O cenário ilustrado a seguir evidencia a dispersão do hiperbentos na intrusão salina (um metro acima do leito submarino) durante o verão em condições de tempo bom com uma maré de sizígia ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 45). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 46).

Essas simulações permitem visualizar que a condição de variação de tempo, também, pouco interfere na dispersão do hiperbentos, talvez uma influência direta no substrato em baixas profundidades, como por exemplo, o turbilhonamento, favorecendo a migração passiva. No entanto, é importante evidenciar que o avanço das primeiras horas promove uma dispersão bastante eficiente com vários quilômetros de extensão, não só ao longo de toda a Baía de Guanabara, mas exportando-os para a região costeira.

O cenário ilustrado a seguir evidencia a dispersão do hiperbentos na intrusão salina (um metro acima do leito submarino) durante o inverno em condições de tempo bom com uma maré de quadratura ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 47). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 48).

Essas simulações permitem visualizar que a condição de variação de tempo, também, pouco interfere na dispersão do hiperbentos, talvez uma influência direta no substrato em baixas profundidades, como por exemplo, o turbilhonamento, favorecendo a migração passiva. No entanto, é importante evidenciar que o avanço das primeiras horas promove uma dispersão bastante discreta ao longo da Baía de Guanabara.

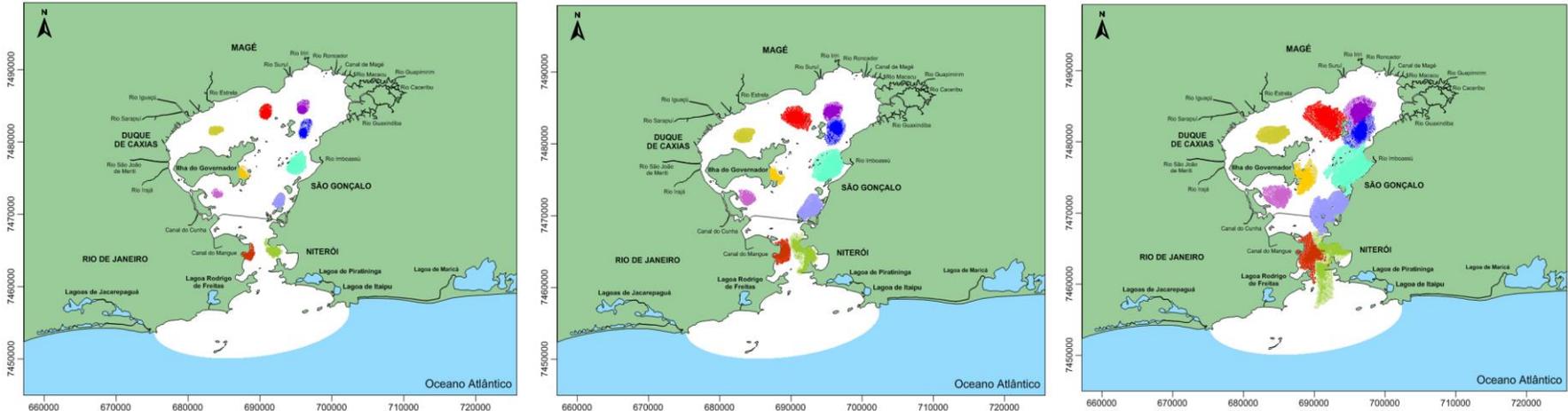


Figura 47. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de quadratura.

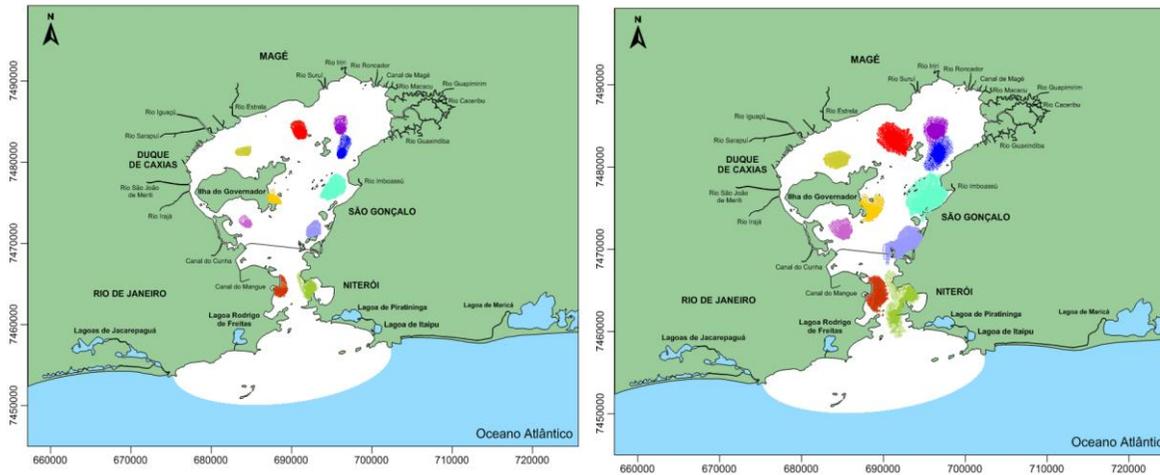


Figura 48. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24 e 72 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.

Os cenários ilustrados a seguir evidenciam a dispersão do hiperbentos na intrusão salina (um metro acima do leito submarino) durante o inverno em condições de tempo bom com uma maré de sízigia ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 49). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 50).

Essas simulações permitem visualizar que a condição de variação de tempo, também, pouco interfere na dispersão do hiperbentos, talvez uma influência direta no substrato em baixas profundidades. No entanto, é importante evidenciar que o avanço das primeiras horas promove uma dispersão bastante significativa ao longo da Baía de Guanabara e exportando para a região costeira.

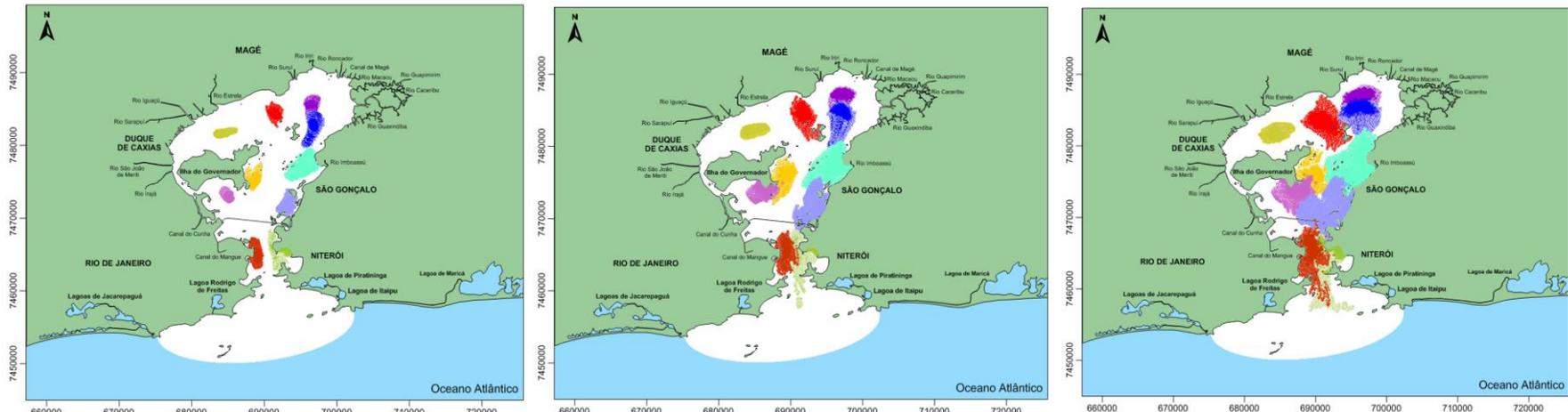


Figura 49. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de sizígia.

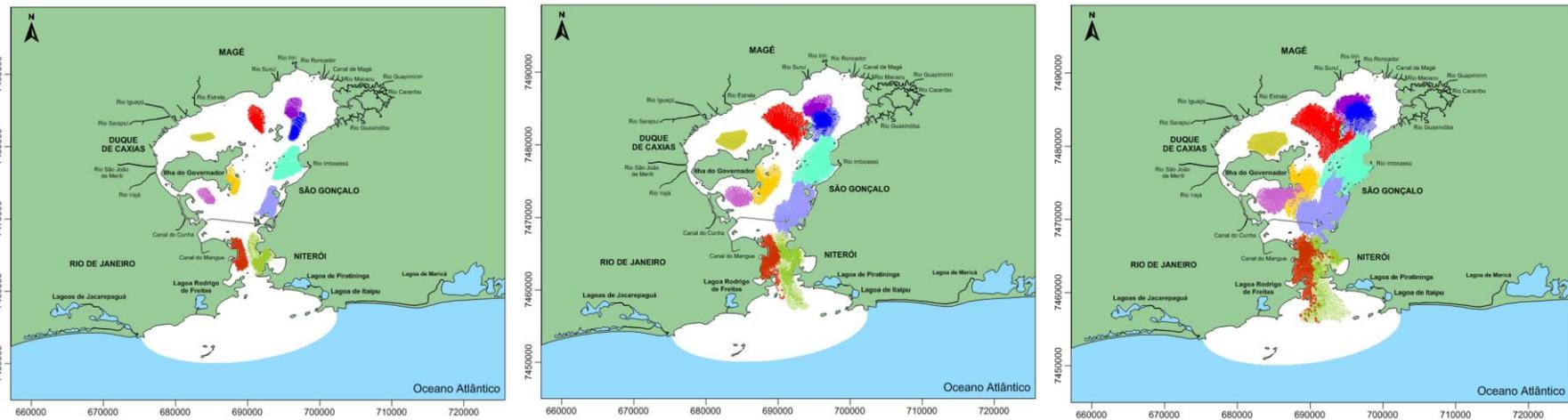


Figura 50. Dispersão dos invertebrados bentônicos na intrusão salina após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de sizígia.

Os cenários ilustrados a seguir evidenciam a dispersão do hiperbentos na superfície durante o verão em condições de tempo bom com uma maré de quadratura ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 51). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 52).

Essas simulações permitem visualizar que a condição de variação de tempo interfere diretamente na dispersão. A análise na superfície é afetada diretamente pela intensidade e duração do vento. A dispersão nas primeiras horas é significativa e com elevada mistura dentro da Baía de Guanabara e exportação para a região costeira.

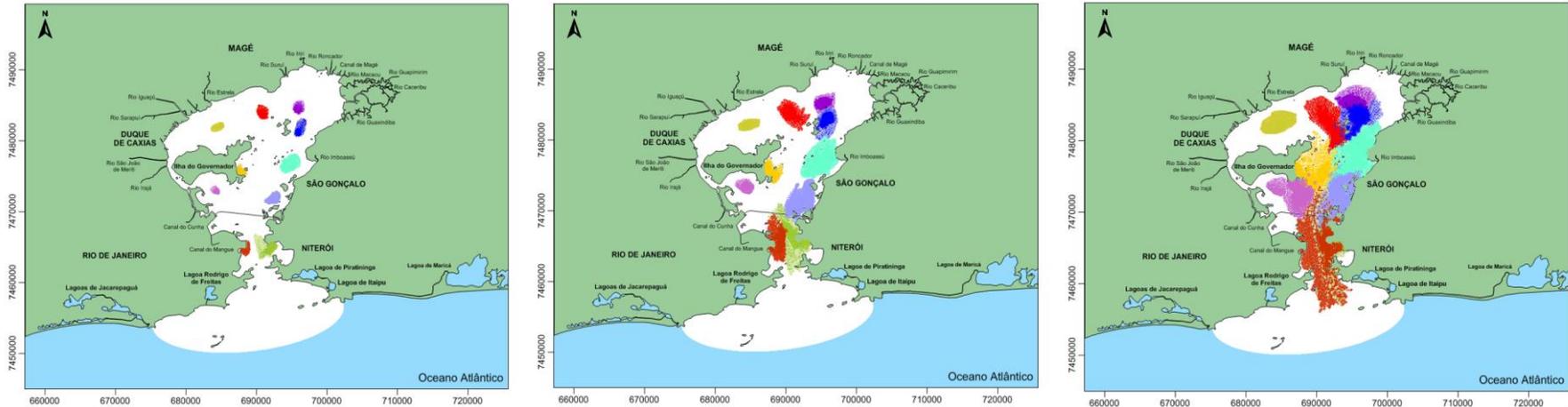


Figura 51. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo bom em uma maré de quadratura.

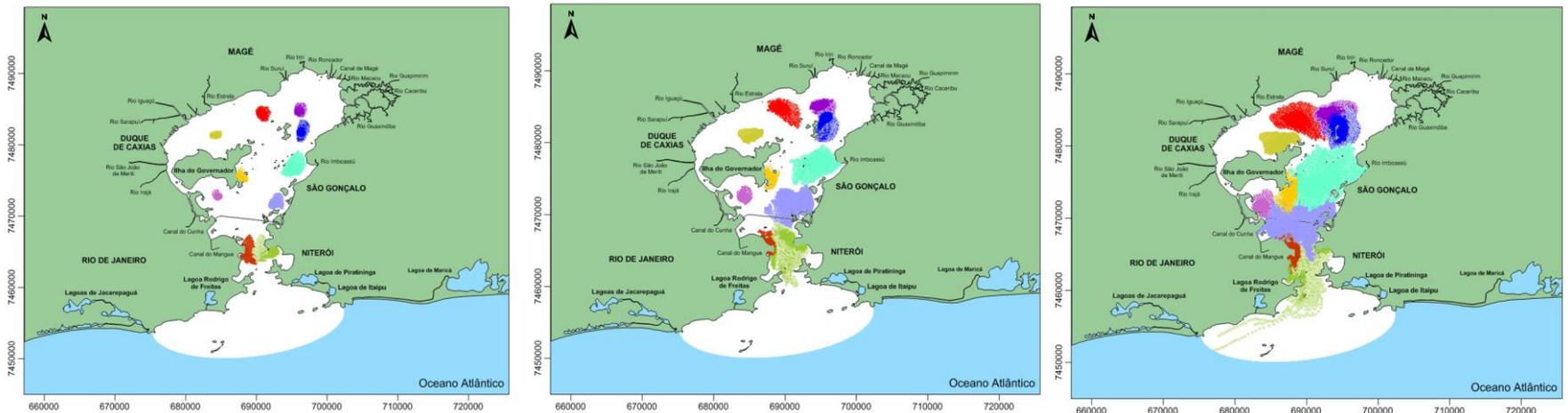


Figura 52. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.

Os cenários ilustrados a seguir evidenciam a dispersão do hiperbentos na superfície durante o verão em condições de tempo bom com uma maré de sizígia ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 53). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 54).

Essas simulações permitem visualizar que a condição de variação de tempo interfere diretamente na dispersão. No entanto, a condição de maré de sizígia é predominante para o aumento significativo da dispersão, não só promovendo uma elevada mistura interna, mas também uma exportação significativa que vai além das fronteiras da modelagem na condição de tempo bom, com ventos predominantes de leste/nordeste e que poderiam exportar até o Arquipélago das Cagarras. Na condição de tempo ruim, com vento predominante de sul/sudoeste ocorreu uma limitação do avanço da pluma, pois o vento veio de frente.

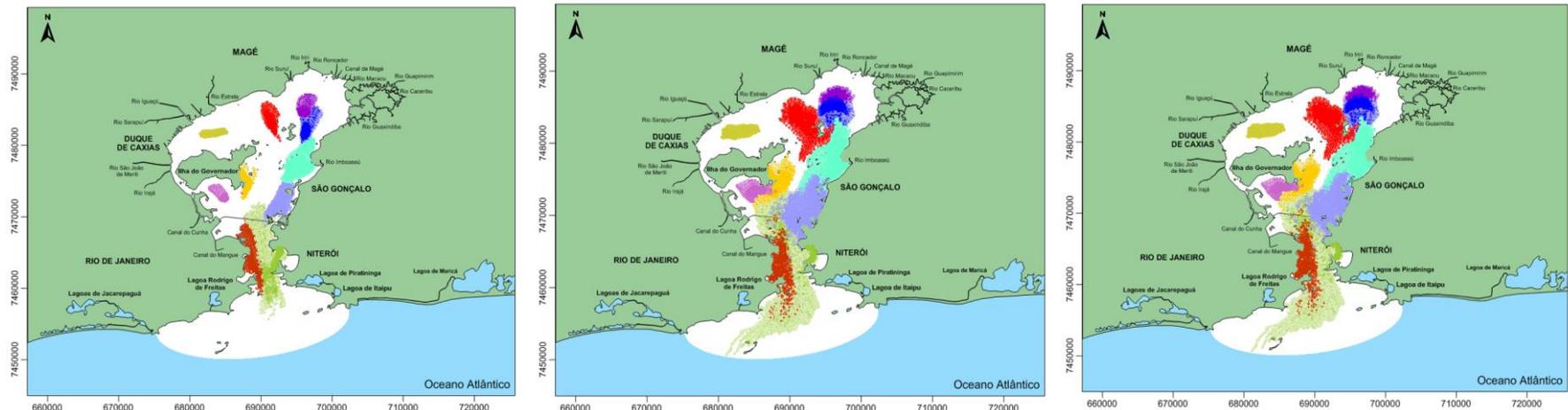


Figura 53. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo bom em uma maré de sizígia.

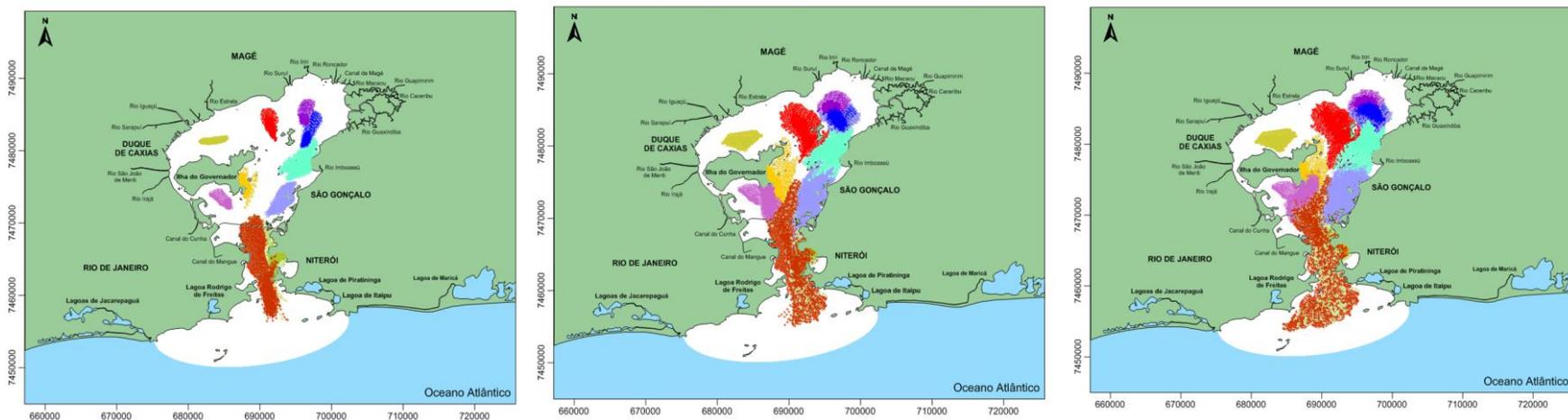


Figura 54. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o verão em condições de tempo ruim em uma maré de sizígia.

Os cenários ilustrados a seguir evidenciam a dispersão do hiperbentos na superfície durante o inverno em condições de tempo bom com uma maré de quadratura ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 55). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 56).

Essas simulações permitem visualizar que a condição de variação de tempo interfere diretamente na dispersão. No entanto, a condição de maré de sizígia é predominante para o aumento significativo da dispersão, não só promovendo uma elevada mistura interna, mas também uma exportação significativa que vai além das fronteiras da modelagem na condição de tempo bom, com ventos predominantes de leste/nordeste e que poderiam exportar até o Arquipélago das Cagarras. Na condição de tempo ruim, com vento predominante de sul/sudoeste ocorreu uma limitação do avanço da pluma, pois o incidiu frontalmente.

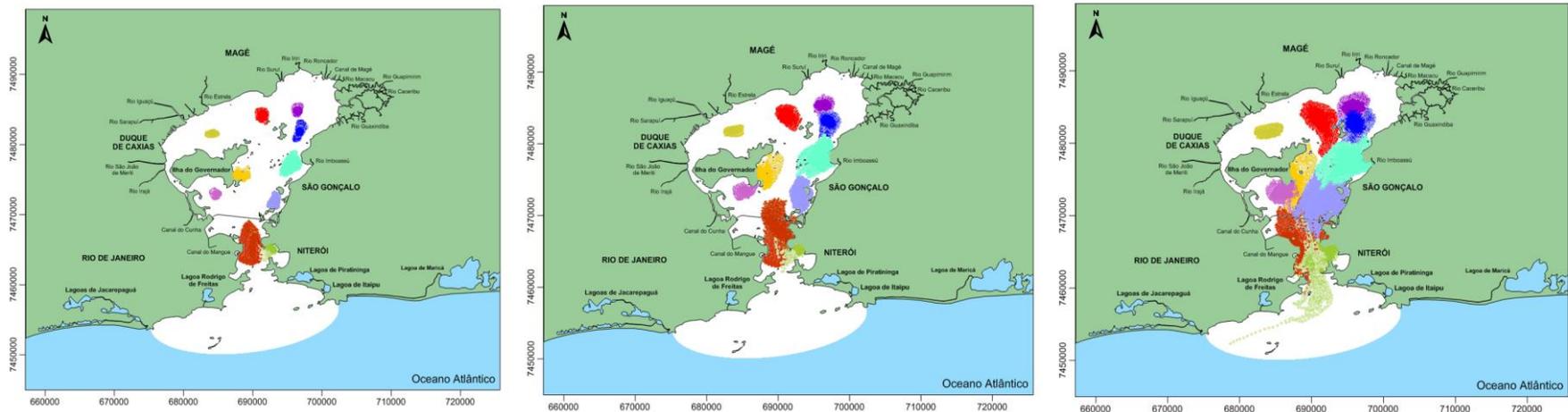


Figura 55. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de quadratura.

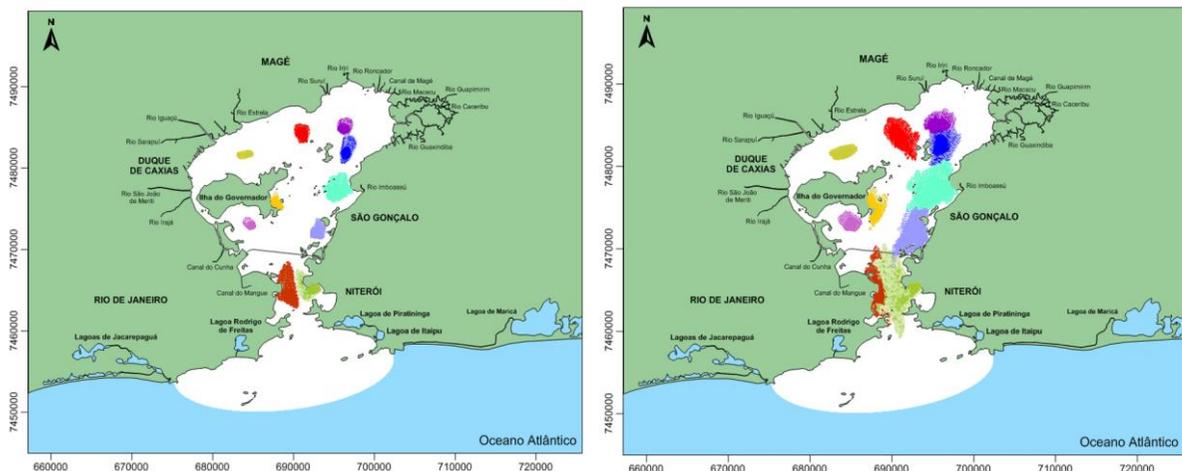


Figura 56. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24 e 72 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de quadratura.

Os cenários ilustrados a seguir evidenciam a dispersão do hiperbentos na superfície durante o inverno em condições de tempo bom com uma maré de sizígia ao longo de 24, 72 e 168 horas, respectivamente (Figura 57). E na sequência temos a simulação de quase todas as mesmas condições, alterando apenas a mudança de tempo bom para ruim (Figura 58).

Essas simulações evidenciam a condição de maior efeito da dispersão em comparação com todas as outras combinações de cenários. É possível observar que a exportação do hiperbentos pode ser direcionada para o litoral do município do Rio de Janeiro podendo chegar até ao Arquipélago das Cagarras em condições de vento de tempo bom (predominantes nos quadrantes leste/nordeste), ou para o litoral do município de Niterói, podendo chegar até as ilhas Menina, Mãe e Pai da Reserva Extrativista de Itaipu em situações de ventos de tempo ruim (predominantes nos quadrantes sul/sudoeste).

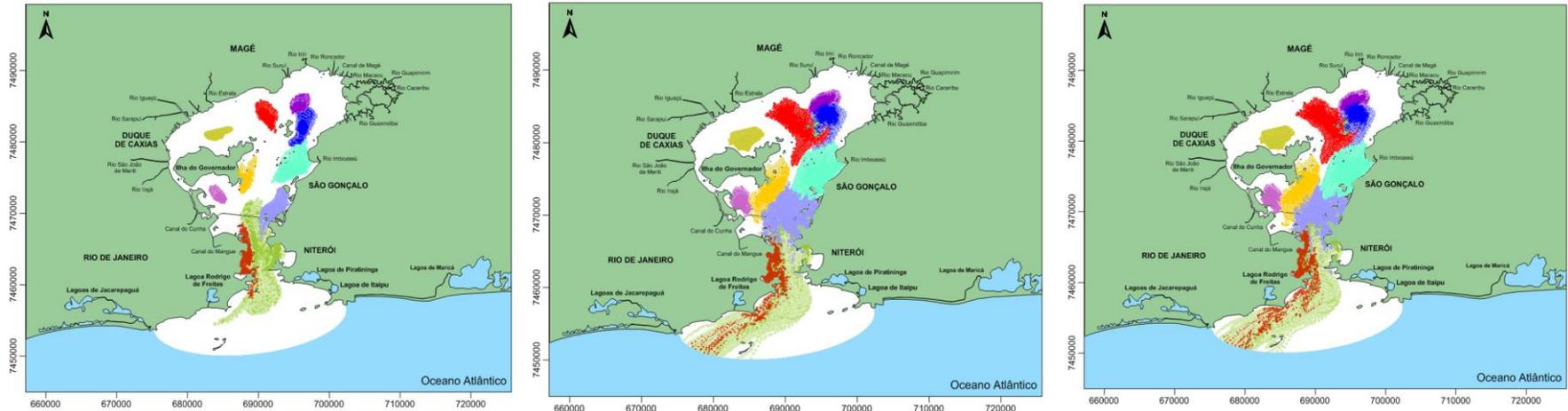


Figura 57. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72, 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo bom em uma maré de sizígia.

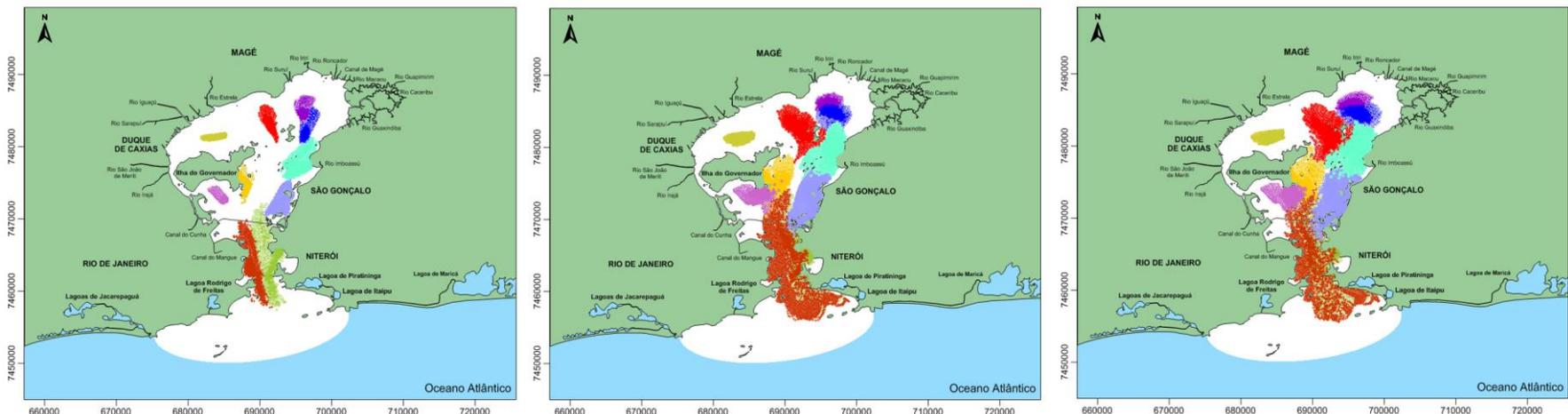


Figura 58. Dispersão dos invertebrados bentônicos na superfície após 24, 72 e 168 horas, respectivamente, durante o inverno em condições de tempo ruim em uma maré de sizígia.

5. DISCUSSÃO

A sazonalidade da água de fundo é definida por duas forçantes naturais, a ACAS (Água Central do Atlântico Sul) que ocorre por meio de uma intrusão marinha com maior ocorrência nos meses do verão e o aporte continental da bacia hidrográfica (*runoff*) bem definidos em dois períodos: seco e chuvoso (INMET - *National Institute of Meteorology* - AMADOR, 1997; FILIPPO, 1997; KJERFVE *et al.*, 1997; VALENTIN *et al.*, 1999).

A intrusão da ACAS durante o verão (novembro a março) causa quedas de temperatura (<15°C) e o aumento das taxas de oxigênio dissolvido, nitrato, fosfato e silicato oriunda de águas profundas (MENDES *et al.*, 2012; PARANHOS & MAYR, 1993; PETROBRAS 2012a; b; SANTI & TAVARES, 2009; SILVA, VALENTIN & BASTOS, 1988; VILLAC *et al.*, 1991, FISTAROL *et al.*, 2015). Portanto, durante esse período, pode ocorrer uma estação seca temporária, com baixa pluviosidade em toda a Baía de Guanabara (FILIPPO, 1997; MAYR *et al.*, 1989). Sob essas condições, a variação entre as temperaturas da superfície e da camada inferior pode induzir estratificação forte (MENDES *et al.*, 2012; FISTAROL *et al.*, 2015), conforme registrado durante os períodos secos dos dois ciclos anuais estudados.

Além da estratificação da ACAS no verão (MAYR *et al.*, 1989), os padrões sazonais também são evidentes pelas atividades biológicas mais intensas, expressas por maior produção de clorofila e bacteriana, normais nos meses mais quentes do ano (PARANHOS *et al.*, 2001). O fundo do estuário da baía é composto por um mosaico de sedimentos (AMADOR, 1997; 2012; CATANZARO *et al.*, 2004; KJERFVE *et al.*, 1997; PEREIRA, EICHLER & EICHLER, 2006; QUARESMA *et al.*, 2000) caracterizados por estruturas granulométricas com predominância de silte e argila, essas predominantes em todas as estações localizadas nos setores Intermediário e Interno (BG 10, BG 13, BG 14, BG 14, BG 18, BG 19, BG 25 e BG 28) (PETROBRAS, 2012a), onde a hidrodinâmica é reduzida e a concentração de matéria orgânica é alta e conseqüentemente os níveis de oxigênio dissolvido são baixos por conta da decomposição da matéria orgânica por bactérias, com camadas anóxicas bem definidas (BAPTISTA NETO & SILVA, 1996; CARREIRA *et al.*, 2004; KJERFVE *et al.*, 2001). No entanto, na estação BG 09, apesar de localizada no setor intermediário, possui uma estrutura granulométrica singular composta por sedimentos pouco seletivos, com predominância de frações médias e finas de areia, silte e argila (CATANZARO *et al.*, 2004; GRAY & ELLIOT, 2009). Essa estrutura

favorece um ambiente com uma camada óxica mais profunda combinada com altas concentrações de matéria orgânica.

Além das condições ambientais, dinâmica da comunidade e pressões biológicas exercidas por espécies de outros compartimentos ecológicos, estratégias específicas, como dispersão, formação de tubos, relações intra e interespecíficas podem, também, contribuir para caracterizar essas comunidades (GRAY & ELLIOTT, 2009; ECHEVERRÍA *et al.*, 2010; NEVES *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2013; NEGRELLO-FILHO *et al.*, 2018; PESSOA *et al.*, 2020).

A composição dos macrobentos da Baía de Guanabara é composta por 124 táxons, sendo 7 táxons responsáveis por mais de 80% da abundância total. A maioria das espécies apresentou baixa frequência e abundância. Esse padrão de poucas espécies dominantes é encontrado em ambientes impactados, refletindo a alta dominância de espécies oportunistas (ECHEVERRÍA *et al.*, 2010; NEVES *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2013; PESSOA *et al.*, 2020).

Os resultados evidenciam uma distribuição espacial distinta entre os setores com diferenças na composição das assembleias devido à heterogeneidade das condições abióticas (sedimentos, água de fundo, entrada continental e outros). A setorização observada nos resultados é amplamente discutida em outros trabalhos devido às suas características oceanográficas e biológicas (ECHEVERRÍA *et al.*, 2010; NEVES *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2013; FRANCISCO & NETTO, 2020; PESSOA *et al.*, 2020). Os resultados do presente trabalho proporcionam uma setorização baseada não apenas nas características abióticas, mas também na distribuição da fauna por seus possíveis indicadores. Na qual, a análise integrada e holística permite fazer inferências e entender as dinâmicas observadas. Os nossos resultados endossam estas inferências de setorização com características singulares não só nos aspectos abióticos, mas com bioindicadores específicos para cada área.

A entrada da Baía de Guanabara é definida pelas seções oriundas da parte interna dos fortes São João (Rio de Janeiro) e Santa Cruz da Barra (Niterói) na qual é possível observar a condição de abrigo. Esse setor possui uma elevada renovação do corpo hídrico, mas recebe distintas origens de poluição difusa, entre outros (FRIES *et al.*, 2019).

Logo após esse trecho da entrada da Baía de Guanabara é também possível observar um ambiente mais abrigado e, por conta disso, com características peculiares que os definem. Nesse ponto é possível observar a concentração de sedimentos finos com matéria orgânica e maior influência dos municípios localizados à sua margem, sendo eles o Rio de

Janeiro e Niterói. Essas influências são oriundas de diversas atividades, tais como aporte pluvial, intenso tráfico marítimo de transporte de pessoas e materiais, aeroporto, descargas de estações de tratamento, embarcações abandonadas entre outros (FRIES *et al.*, 2019 - Figura 65).

Ambos os descritivos evidenciam o setor da Entrada, na qual foi possível observar a predominância dos táxons Cypridinidae e *Ervilia concentrica* ao longo dos anos. Este setor foi definido pela predominância de forçantes abióticas com características oceânicas, evidenciadas por altos valores de salinidade, oxigênio dissolvido, nitrato e ortofosfato para a coluna d'água, devido à alta taxa de renovação e predominância de areia média e fina para sedimentos devido ao alto hidrodinamismo. Essas condições abióticas foram notáveis nas análises exploratórias de separação para os respectivos anos (2005 a 2006 e 2006 a 2007).

No setor Intermediário definido entre as margens dos municípios de São Gonçalo e o Rio de Janeiro podemos observar uma diminuição da profundidade, assim como da taxa de renovação do corpo hídrico e do hidrodinamismo. As margens irão contribuir com despejo das estações de tratamento de esgoto, quando houverem, ou com esgoto “*in natura*”, devido a presença de construções irregulares, aporte pluvial com poluição difusa, resíduos sólidos flutuantes, entre outros. Aspectos de desenvolvimento econômico, cultural e social intensificam o impacto na Baía de Guanabara, devido ao sistema incompleto de coleta e tratamento do esgoto, despejo de lixo as suas margens, aterros clandestinos, fiscalização das atividades industriais e o despejo de rejeitos, pequenos portos e estaleiros e suas respectivas atividades, elevada concentração de embarcações abandonadas em decomposição, intenso tráfego marítimo, terminais aquaviários, entre outros (FRIES *et al.*, 2019).

Para o setor intermediário, foi possível observar a predominância dos táxons *Cyprideis salebrosa* e *Cyprideis* sp. ao longo dos anos. O setor possui forçantes abióticos que evidenciam uma zona mista de influência oceânica com o escoamento da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara. Essas variáveis foram apresentadas nas análises exploratórias com altos valores de clorofila, nitrito e granulometria com frações médias de areia e argila.

A região Interna da Baía de Guanabara é caracterizada por ser abrigada, baixa profundidade e forte aporte continental dos rios e canais da sua bacia hidrográfica. Vários municípios margeiam este setor, tais como: Rio de Janeiro, Duque de Caxias, Magé, Guapimirim, Itaboraí e São Gonçalo. Aspectos de desenvolvimento cultural, econômico e

social são intensos e com diversos conflitos. Essas questões irão refletir diretamente na condição ecossistêmica e oceanográfica deste setor, desde aporte de esgoto “*in natura*”, aterros e construções irregulares, rejeito rico em matéria orgânica do Aterro de Gramacho, que até hoje, por escoamento subsuperficial, chega à Baía de Guanabara, entre outros. Esse setor recebe um aporte continental (*runoff*) de regiões de elevada densidade demográfica e com inúmeros poluentes orgânicos e inorgânicos, sedimentos, nutrientes, resíduos sólidos flutuantes, entre outros. Esta porção da Baía de Guanabara é a mais extensa em comparação com as outras, e por isso, possui inúmeras atividades, que vão desde a instalação de estruturas fixas para obtenção de pesca (currais), arrastos, atividade de pequenos portos e estaleiros até ocupação do solo na sua bacia hidrográfica. Na região leste é possível observar a presença da APA Guapimirim, criada em 1985, e com a intenção de preservar os rios que ainda possuem condição natural e servindo como refúgio para a vida silvestre local, proteção aos manguezais, rios, entre outros (FRIES *et al.*, 2019). A APA de Guapimirim é hoje, a única região da bacia da Baía de Guanabara em contato com o corpo hídrico com elevada preservação e com uma importância ecológica imensa no ponto de vista de refúgio das espécies costeiro-marinhos no ponto de vista de metacomunidade.

O setor interno foi representado exclusivamente por valores de alta densidade do gastrópode *Heleobia australis*. Nesse setor, houve alta predominância de variáveis abióticas de forte influência da bacia hidrográfica, como alta temperatura, material particulado em suspensão, nitrito, amônia, clorofila e baixos valores de oxigênio dissolvido e salinidade e, para sedimentos, houve predominância de frações de silte e argila, além de altas concentrações de matéria orgânica.

Em outros estudos a recuperação nos níveis populacionais pré-perturbação foi extremamente rápido de acordo com EGRES *et al.* (2012), em que o aumento das espécies *Heleobia australis*, oligoquetos, e ostracodes nos tratamentos impactados e de controle foram a causa da elevação da densidade total da comunidade bentônica após a perturbação, sendo resultado da variabilidade do fundo. Assim *Heleobia australis* atua como bom indicador de atividades antropogênicas (dragagem / descarga de sedimentos) (HOSTIN *et al.* 2007), e em KOLM *et al.* (1999), consideraram que a espécie atua também como indicador de áreas sujeitas a altas zonas de variabilidade e turvação máxima do que em áreas altamente contaminadas.

De acordo com o estudo de KOLM *et al.* (1999) as populações podem atingir densidades de até 80.000 ind/m² (observações não publicadas) em áreas sujeitas a variações rápidas e amplas na salinidade e na entrada de partículas orgânicas na foz de rios

e riachos de maré. Corroborando parcialmente, apoiado por evidências experimentais em outros estudos desenvolvidos na Baía de Guanabara como ECHEVERRÍA *et al.* (2010) em que 3 estratégias distintas de dispersão foram descritas para *H. australis*, habilidades que facilitam a dispersão por meio de corrente de superfície ou detritos flutuantes

No estudo realizado em ECHEVERRÍA *et al.* (2010), foi testada a hipótese da origem da dinâmica da metapopulação, demonstrando que estratégias oportunistas de vida podem de fato permitir que a *H. australis* recolonize rapidamente áreas alteradas por distúrbios naturais ou antrópicos em vários estuários, desde manguezais a fundos submarinos.

A dinâmica da circulação promove a renovação do corpo hídrico que, desse modo, facilita a dispersão de invertebrados bentônicos (hiperbentos), compreendendo um exemplo típico de dinâmica de metapopulação source-sink (ECHEVERRÍA *et al.*, 2010). A dinâmica da metapopulação também parece ocorrer entre outros grupos taxonômicos, embora outros mecanismos possam estar envolvidos (PEREIRA *et al.*, 2013). A dinâmica de metapopulação fundamentada nas propriedades de determinadas espécies para ocuparem manchas no sedimento defaunadas por impactos naturais ou antrópicos foi considerada na elaboração dos cenários de possibilidade de dispersão. Algumas espécies conseguem aproveitar as condições naturais para se dispersarem pela Baía de Guanabara, deslocando-se para a superfície, como o exemplo observado para o molusco *H. australis* (ECHEVERRÍA *et al.*, 2010). No entanto, é importante ressaltar que a dinâmica de circulação para a Baía de Guanabara é parcialmente misturada por intrusão salina (AMADOR 1997, 2012), e a diferença de densidade seja uma barreira física para o acesso de determinadas espécies bentônicas do sedimento de alcançarem a superfície. E estas, podem então, se dispersarem ao longo da Baía de Guanabara próximas ao fundo dentro da intrusão salina (migração passiva e/ou ativa). No entanto, ressalta-se que essas influências estão sempre combinadas, e raramente atuam de forma exclusiva. Ainda não muito bem compreendido, os organismos bentônicos do sedimento poderiam ser estimulados para outros locais de ocupação por estressores abióticos, tais como: pulsos de maré com alteração brusca de temperatura e salinidade, alterações na quantidade de oxigênio dissolvido, influência de luz (ciclos circadianos) e por influências bióticas também, tais como: competição interespecífica e intraespecíficas, predação, elevada densidade populacional, entre outros (PACHECO *et al.*, 2013; PACHECO *et al.*, 2014; PACHECO *et al.*, 2015) Os cenários de dispersão gerados pela modelagem hidrodinâmica nos evidenciam que há sim um significativo range a ser considerado no espectro de alcance destas espécies.

A análise dos cenários entre inverno e verão, tempo bom e ruim, marés de sizígia e quadratura na superfície e fundo (um metro acima do leito submarino) nos permitem inferir a enorme capacidade de dispersão destes organismos ao longo de toda a Baía de Guanabara (Figura 48 até 63). Essa capacidade de recolonização de manchas promovida por adultos vai de contraponto a teoria de sucessão ecológica clássica, na qual observamos a ocupação de juvenis que irão se desenvolver até adultos até alcançarem o clímax dos ecossistemas (ODUM, 1988; HOLYOAK *et al.*, 2005). A discussão sobre o assunto norteia e evidencia a elevada taxa de resiliência desse compartimento, promovido pela rápida ocupação dos organismos bentônicos do sedimento da Baía de Guanabara.

A ocupação por adultos em manchas no sedimento defaunado é, possivelmente, categorizada pelas variáveis estruturais do sedimento, tais como: a estrutura granulométrica e que conseqüentemente irá definir uma série de outras características, como profundidade de camada óxica, concentração de matéria orgânica, potencial hidrogeniônico, entre outros. Essas manchas devem receber espécies variadas, mas a sua manutenção só seria efetiva devido as suas características de sobrevivência intrínsecas à espécie em questão. Essa seria a explicação, para que, em determinados momentos, tenha ocorrido o aparecimento de espécies, em elevadas densidades em poucas estações, ao longo de campanhas trimestrais durante dois ciclos anuais por toda a Baía de Guanabara (PESSOA *et al.*, 2020).

As espécies dominantes na Baía de Guanabara são o reflexo da pressão ambiental promovida em toda a comunidade. No entanto, além da elevada capacidade de resistir aos impactos promovidos pela poluição de diferentes origens, essas espécies são também, sensíveis aos fatores meteoceanográficos predominantes neste estuário. Essas variações no ambiente podem ser diárias, por meio dos ciclos de maré, aporte continental de rios, entre outros. Como também, trimestrais (períodos secos, pré-chuvosos, chuvosos e pós-chuvosos), semestrais (seco e chuvoso), anuais (ciclos regulares ou atípicos) e decenais (*El Niño* ou *La Niña*) (SANCHEZ-RIASCOS *et al.*, 2018; PESSOA *et al.*, 2019; PESSOA *et al.*, 2020).

Em relação aos ciclos decenais, como por exemplo, o El Niño-Southern Oscilação (ENSO) caracterizado por ser um fenômeno atmosférico-oceânico que promove o aquecimento anormal das águas superficiais no Oceano Pacífico Tropical, e que impulsiona fortemente a variabilidade climática interanual, ocasionando chuvas abaixo do normal e um declínio da precipitação ao longo de anos, sendo considerada a principal fonte de variabilidade das chuvas na América do Sul (MARENGO 2001; GRIMM & TEDESCHI, 2009). Esse fenômeno altera o clima regional e global, mudando os padrões de vento a

nível mundial, afetando assim, os regimes de chuva em regiões tropicais e de latitudes médias. Já o fenômeno La Niña (ENSO negativo) é o oposto ao El Niño em que ocorre a diminuição da temperatura da superfície das águas do Oceano Pacífico Tropical Central e Oriental. Assim, ambos os fenômenos afetam os padrões de precipitação e alteram a dinâmica estuarina (GARCÍA-RODRÍGUEZ *et al.*, 2014).

Os diferentes eventos meteoceanográficos podem ser observados por meio dos ciclos sazonais regulares ou atípicos, por meio da sazonalidade pluviométrica que influenciará o aporte continental (*runoff*) promovendo assim a entrada de água doce com elevada taxa de material particulado, matéria orgânica, poluição difusa oriunda dos centros urbanos, compostos nitrogenados oriundos do esgoto sem tratamento, entre outros, com predomínio de ocorrência na parte intermediária e interna da Baía de Guanabara. Assim como, em outros momentos, também são observadas intrusões marinhas de correntes costeiras pontuais, e com predomínio no verão, da ACAS que permite um *input* de águas ricas em nutrientes de primeira ordem (nitrato, fosfato, silicato, entre outros), elevada taxa de oxigênio e salinidade e baixa temperatura. Essas condições influenciam diretamente na comunidade bentônica de sedimento, e as variações nos descritores ecológicos (riqueza, diversidade, abundância, entre outros) refletem diretamente em uma inferência de utilização de determinadas espécies como bioindicadoras de qualidade ambiental (AMADOR 1997, 2012; LANA *et al.*, 2018; SANCHEZ-RIASCOS *et al.*, 2018; PESSOA *et al.*, 2019; PESSOA *et al.*, 2020).

Ao contrário de *Heleobia australis*, dotado de várias estratégias para rápida dispersão evidenciado em espécies oportunistas, os ostracodes do gênero *Cyprideis*, não apresentam essa capacidade, sendo então estacionários. E por conta disto, refletem diretamente os impactos, pois já estão no sedimento antes que as mudanças ocorram. (ECHEVERRIA *et al.*, 2010). Com o tempo, ambos retratam heterogeneidade do estuário em questão. Ao analisar os ciclos de chuvas, foi possível observar um ciclo regular para o primeiro ciclo anual (2005 - 2006) e um ciclo anormal para o segundo ciclo anual (2006 - 2007), caracterizado por períodos de baixa precipitação seguidos de alta precipitação (PESSOA *et al.*, 2019; PESSOA *et al.*, 2020).

Há indicações de que essa chuva atípica pode ter causado as mudanças estruturais observadas na comunidade. Ao agrupar os dois ciclos anuais, as análises subsequentes mostraram que os setores e as campanhas estavam bem definidos em uma ampla escala temporal. O que demonstra a importância de estudos integrativos ao invés de controlados, uma vez que quando se considera os impactos das mudanças climáticas através de uma

visão de múltiplos estressores. O aumento das chuvas durante o verão ou uma frente fria durante o inverno geram alterações na hidrodinâmica e nos gradientes de salinidade, e alteram tanto a distribuição da macrofauna bentônica, como a ressuspensão e transporte de sedimentos. Sendo assim, os poluentes e contaminantes podem estar mais diluídos nos estuários e estarem mais espalhados em outras áreas costeiras durante o verão, uma vez que concentrações mais elevadas destes poluentes podem permanecer nos estuários durante o inverno.

Foi possível assumir a influência da sazonalidade nas comunidades macrobentônicas. De acordo com o regime predominante de chuvas, a sazonalidade define claramente os períodos e sua influência. Os táxons foram distribuídos pelos setores em uma escala decrescente de riqueza e diversidade em direção ao fundo da baía. A espécie *Heleobia australis* foi a única abundantemente bem distribuída no setor interno. Variações intra e interanuais foram bem definidas e observadas durante um regime de chuvas atípico. Assim, os padrões de distribuição temporal foram basicamente influenciados por aqueles que indicam poluição e intrusão de ACAS. *Ervilia concentrica* e família Cypridinidae podem ser indicadores para o setor de entrada e as espécies *Cyprideis salebrosa* e *Cyprideis* sp. para o setor intermediário. Os táxons *Americuna besnardii* (presente apenas na estação BG 02 e com alta densidade na campanha III) e o molusco Mytilidae (presente apenas na estação BG 09 e com alta densidade na campanha IV) foram dominantes devido aos seus altos valores de densidade. No entanto, essas ocorrências foram restritas a apenas uma estação em poucas campanhas, essa condição corrobora o padrão de distribuição em manchas observado para as comunidades macrobentônicas de sedimento não consolidado.

A coexistência populacional de espécies macrobentônicas, alta densidade de espécies e modificações morfológicas e comportamentais podem refletir condições locais. Estudos ecológicos de longa duração, como ecotoxicologia, dispersão, bioacumulação, predação etc., poderiam identificar melhor os indicadores ambientais da Baía de Guanabara. Como as respostas geralmente dependem da mobilidade individual, principalmente no nível sésil ou na capacidade restrita, esse aspecto pode ser útil como um indicador confiável do ambiente. Além disso, variações na diversidade, equitabilidade, riqueza e densidade de espécies são indicadores eficientes da qualidade do meio ambiente e assumem o papel de parâmetros no monitoramento da recuperação ambiental (LANA *et al.*, 2018; SANCHEZ-RIASCOS *et al.*, 2018).

Os dados evidenciam uma capacidade de elevada resiliência ambiental dos invertebrados bentônicos que vivem associados ao sedimento da Baía de Guanabara. No

entanto, é importante ressaltar que a assembleia observada atualmente é completamente diferente quando comparada ao seu estado prístino. As espécies presentes nos dias atuais foram se adaptando às condições ambientais e seus respectivos impactos (naturais e/ou antrópicos) e a sua elevada resiliência é uma característica positiva diante da sua importância ecossistêmica na transferência de matéria e energia para os níveis tróficos superiores, produtividade, entre outros (PESSOA *et al.*, 2020).

Os sistemas bentônicos são importantes em diversas ações de mitigação e adaptação às mudanças climáticas. Por isso a necessidade de avanços tecnológicos para diminuição de custos, acessibilidade para obtenção de dados ambientais em séries temporais maiores, capacidade de processamento de banco de dados, análises estatísticas, modelagens, entre outros, que permitam fazer inferências preditivas frente às mudanças climáticas.

No entanto, as ações governamentais precisam ser intensificadas no intuito da conservação deste estuário. Os problemas ambientais observados são diretamente relacionados com aspectos de problemas de desenvolvimento cultural, social e econômico oriundo de descasos de governança pública.

As ações deverão partir de uma reestruturação governamental pontuando as diferentes responsabilidades não só na esfera federal, mas estadual e municipal. Essas ações vão desde o campo do saneamento básico de todos os municípios que margeiam a Baía de Guanabara, como também das inúmeras atividades que ocorrem em seu entorno, tais como regulamentos mais diretos e fiscalizações contínuas e regulares.

O levantamento de aspectos comportamentais dos invertebrados bentônicos de sedimento e as múltiplas interações com as variáveis estruturais e indicadoras de poluição possibilitam o entendimento da dinâmica deste grupo permitindo a sua utilização para interpretar o estado ambiental, mas também realiza-se inferências da sua contribuição para a resiliência e também a sua participação nos fluxos de matéria e energia do ecossistema.

A restauração da qualidade do estuário não só implicaria em aspectos ambientais diretamente, mas promoveria externalidades positivas em atividades de lazer que utilizam a Baía de Guanabara, tais como atividades náuticas de contemplação (*vela, kitesurf, stand-up paddle*, caiaque, pesca recreacional e mergulho) como também valorização dos imóveis, turismo, entre outros. A valoração dos custos não deve considerar, apenas, os gastos diretos, mas os indiretos que irão incrementar a economia regional. Este projeto deverá ser construído com inúmeras responsabilidades que vão desde a inclusão das esferas governamentais, até Organizações Não Governamentais (ONGs), Centros de Pesquisa,

Universidades, Associações, Indústrias, Empresas, Lideranças Políticas e Sociais, entre outros.

Ressalta-se a importância do Comitê de Bacia da Baía de Guanabara no aspecto de gestão integrada dos municípios do entorno como ponto chave para os planos de mitigação das questões ambientais de toda a bacia hidrográfica. Em suma, atuando nas diferentes formas de poluição do entorno da Baía de Guanabara, teríamos a recuperação do ambiente em pouco tempo, visto que processos de resiliência são rápidos e permitirão uma melhoria significativa da qualidade ambiental do estuário da Baía de Guanabara.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES FINAIS

A macrofauna bentônica da Baía de Guanabara é constituída por uma elevada riqueza quando comparada com outros sistemas estuarinos, com elevadas densidades de poucas espécies, caracterizadas como espécies oportunistas e refletindo a dinâmica de comunidade de ambientes impactados por alterações naturais e/ou antrópicos.

A dominância de espécies oportunistas ao longo da baía nos permite inferir a sua utilização como bioindicadores ambientais para setores (espacial) com respostas diretas as alterações sazonais de curto, médio e longo prazo (temporal). Ao longo do levantamento foi possível identificar a resposta direta a mudanças climáticas que influenciaram no regime pluviométrico e todas as suas consequências para este compartimento ecológico, que possui elevada importância no aporte de matéria e energia para as cadeias tróficas superiores neste ecossistema.

Além disso, a resiliência deste compartimento ecológico se mostrou elevada por meio da rápida ocupação por adultos, observada também em outros trabalhos, e estimado o alcance de acordo com cenários de dispersão em diferentes tipos de condições meteoceanográficas. Dessa forma, foi possível promover a inferência de que o Hiperbentos é representativo e significativo neste sistema estuarino.

Ressalta-se que além da elevada taxa de produtividade e resiliência deste compartimento ecológico na baía, foi possível observar que em alguns cenários de dispersão ocorre a contribuição da exportação para a região costeira adjacente, categorizando fluxos / balanços de importação e exportação.

A compreensão da dinâmica da assembleia vai além do entendimento de quantas espécies e quais espécies a compõem, mas sim sobre variados aspectos das espécies dominantes, tais como comportamento, estratégias, distribuição, entre outros, levantando aspectos diretos sobre a diversidade funcional. Essas premissas endossam a utilização de bioindicadores ambientais e a sua possível utilização como ferramenta para alterações naturais de curto, médio e longo prazo, tais como variações de maré, aporte continental, mudanças climáticas, entre outros, e também, alterações antrópicas realizadas diretamente no assoalho bentônico, tais como dragagens, ancoragens, instalação de emissários e dutos, construções de píeres, moles, pontes, entre outros. Ressalta-se, também, que esse compartimento ecológico é a base para a manutenção da saúde dos ecossistemas costeiros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOT, M. B. & BASCO, D. R. 1989. Computational Fluid Dynamics, an Introduction for Engineers. Logan Group, UK Limited.
- AGUIAR, V.M.C.; BAPTISTA NETO, J.A. & RANGEL C.M. 2011. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 1915-1919.
- AKIYAMA, T. & YAMAMOTO, M. 2004. Life history of *Nippoleucon hinumensis* (Crustacea: Cumacea: Leuconidae) in Seto Inland Sea of Japan. I. Summer diapause and molt cycle. *Marine Ecology Progress Series* 284: 211-225.
- ALLDREDGE, A. L. & KING, J. M. 1980. Effects of moonlight on the vertical migration patterns of demersal zooplankton. *J. exp. Mar. Biol. Ecol.* 44:133-156.
- ALLDREDGE, A.L. & KING, J.M. 1985. The distance demersal zooplankton migrate above the benthos: implications for predation. *Mar. Biol. (Berlim)* 84: 253-260.
- ALONGI, D.M. 1989. Ecology of tropical soft-bottom benthos: a review with emphasis on emerging concepts. *Revista de Biologia Tropical*, 37(1), 85-100.
- AMADOR, E.S. 1997. Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: Homem e Natureza. Brazil: Reproarte Gráfica e Editora Ltda, 539p.
- AMADOR, E.S. 2012. Bacia da Baía de Guanabara: Características geoambientais e ecossistemas, Editora Interciência, 406 p.
- AMMANN, L.P.; WALKER, W.T.; KENNEDY, J.H.; DICKSON, K.L., & MAYER, F.L. 1997. Power, sample size and taxonomic sufficiency for measures of impact in aquatic systems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16, 2421-2431.
- ANDERSON, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32-46.
- ARMONIES, W. 1994. Drifting meio and macrobenthic invertebrates on tidal flats in Königshafen: a review. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 48: 299-320.

- ASMUS, M.L.; NICOLODI, J.; ANELLO, L.S. & GIANUCA, K. 2019. The risk to lose ecosystem services due to climate change: A South American case. *Ecological Engineering*, 130, 233-241.
- BAPTISTA NETO, J.A. & SILVA, M.A.M. 1996. Caracterização dos sedimentos de fundo e dinâmica sedimentar da Enseada de Jurujuba (Baía de Guanabara), Niterói, RJ. *Pesquisas*, 23 (1/2), 7-16.
- BAPTISTA NETO, J.A.; CRAPEZ, M.A.C.; MCALISTER, J.J., & VILELA, C.G. 2005. Concentration and availability of heavy metals in sediments from Niterói Harbour (Guanabara Bay, S.E. Brazil). *Journal of Coastal Research*, 21, 811-817.
- BAPTISTA-NETO, J.A.; GINGELE, F.X.; LEIPE, T., & BREHME, I. 2006. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. *Environmental Geology*, 49, 1051-1063.
- BARBOZA, C.A.M. 2010. Variabilidade espacial das associações de ofiuróides ao longo de um gradiente de contaminação no Canal da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná. *Dissertação*. Universidade Federal do Paraná.
- BERNARDINO, A.F.; PAGLIOSA, P.R.; CHRISTOFOLETTI, R.A.; BARROS, F.; NETTO, S.A.; MUNIZ, P. & LANA, P.C. 2016. Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64, 81-96.
- BEYER F. 1958. A new, bottom-living Trachymedusa from the Oslofjord. Description of the species, and a general discussion of the life conditions and fauna of the fjord deeps. *Nytt Magasin for Zoologi*, 6: 121-143.
- BORCARD, D.; GILLET, F., & LEGENDRE, P. 2011. *Numerical ecology with R*. New York: Springer, 306p.
- BORGES, A.C.; SANDERS, C.J.; SANTOS, H.L.R.; ARARIPE, D.R.; MACHADO, W. & PATCHINEELAM, S.R. 2009. Eutrophication history of Guanabara Bay (SE Brazil) recorded by phosphorus flux to sediments from a degraded mangrove area. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 1739-1765.
- BORGES, R.C.; CALDAS, V.G.; SIMÕES FILHO, F.F.L.; FERREIRA, M.M. & LAPA, C.M.F. 2014. Use of GIS for the evaluation of heavy metal contamination in the

Cunha Canal watershed and west of the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, RJ. *Marine Pollution Bulletin*, 89, 75-84.

- BRUNEL P., BESNER M., MESSIER D., POIRIER L., GRANGER D. & WEINSTEIN M. 1978. Le traîneau suprabenthique Macer-GIROQ: appareil amélioré pour l'échantillonnage quantitatif étagé de la petite faune nageuse au voisinage du fond. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 63: 815-829.
- CARREIRA, R.S.; WAGENER, A.L.R. & READMAN, J.W. 2004. Sterols as markers of sewage contamination in a tropical urban estuary (Guanabara Bay, Brazil): space-time variations. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 60 (24), 587-598.
- CARREIRA, R.S.; WAGENER, A.L.R.; READMAN, J.W.; FILEMAN, T.W.; MACKO, S.A. & VEIGA, A. 2002. Change in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. *Marine Chemistry*, 79, 207-227.
- CARVALHO, S.; MOURA, A.; GASPAR, M.; PEREIRA, P.; FONSECA, C.; FALCÃO, L.; DRAGO, T.; LEITÃO, F. & REGALA, F. 2005. Spatial and interannual variability of the macrobenthic communities within a coastal lagoon (Obidos Lagoon) and its relationship with environmental parameters. *Acta Oceanologica*, 27, 143-159.
- CATANZARO, L.F.; BAPTISTA NETO, J.A.; GUIMARÃES, M.S.D., & SILVA, C.G. 2004. Distinctive Sedimentary Processes in Guanabara Bay – SE/Brazil, based on the analysis of echo-character (7.0 khz). *Revista Brasileira de Geofísica*, 22(1), 69-83.
- COELHO, V. 2007. Guanabara Bay: A History of Environmental Aggression. House of the Word, Rio de Janeiro, Brazil, p. 278.
- COUTINHO, F.H.; SILVEIRA, C.B.; PINTO, L.H.; SALLOTO, G.R.; CARDOSO, A.M.; MARTINS, O.B.; VIEIRA, R.P. & CLEMENTINO, M.M. 2014. Antibiotic resistance is widespread in urban aquatic environments of Rio de Janeiro. *Brazilian Journal of Microbiology*, 68, 441-452.
- DAUER, D.M. 1993. Biological Criteria, Environmental Health and Estuarine Macrobenthic Community Structure. *Marine Pollution Bulletin* 26, 249-257.

- DAUVIN, J.C.; GOMEZ, J.L.G. & SALVANDE, M.F. 2003. Taxonomic sufficiency: an overview of its use in the monitoring of sublittoral benthic communities after oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 552-555.
- DAY, J.; HALL, C.; KEMP, W. & YÁÑEZ-ARANCIBIA A. 1989. *Estuarine Ecology*. New York: 1st edition, 576p.
- DIAZ, R.J. & ROSENBERG, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology, an Annual Review*, 33, 245-303.
- ECHEVERRÍA, C.A.; NEVES, R.A.F.; PESSOA, L.A. & PAIVA, P.C. 2010. Spatial and temporal distribution of the gastropod *Heleobia australis* in an eutrophic estuarine system suggests a metapopulation dynamics. *Natural Science*, 2(8), 860-867.
- EGRES, A.G.; MARTINS, C.C.; OLIVEIRA, V.M. & LANA, P.C. 2012. Effects of an experimental in situ diesel oil spill on the benthic community of unvegetated tidal flats in a subtropical estuary (Paranaguá Bay, Brazil). *Marine Pollution Bulletin* 64(12): 2681–2691.
- ELLIOTT, M. & QUINTINO, V. 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin*, 54, 640-645.
- ELLIS, D. 1985. Taxonomic sufficiency in pollution assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 16, 459p.
- FILIPPO, A.M. 1997. Passagem de frente frias na Baía de Guanabara, RJ – Brasil: Impacto no nível do mar. Brazil: Programa de Pós Graduação em Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 79 p.
- FISTAROL, G.; COUTINHO, F.; MOREIRA, A.; VENAS, T.; CÁNOVAS, A.; DE PAULA, JR.S.; COUTINHO, R.; DE MOURA, R.; VALENTIN, J.; TENENBAUM, D.; PARANHOS, R.; DO VALLE, R.; VICENTE, A.; FILHO, G.; PEREIRA, R.; KRUGER, R.; REZENDE, C.; THOMPSON, C.; SALOMON, P. & THOMPSON, F. 2015. Environmental Conditions of Guanabara Bay. Rio de Janeiro. *Frontiers in Microbiology*. Rio de Janeiro, Brazil.

- FLEMMING, B. 2000. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. *Continental Shelf Research*, 20, 1125-1137.
- FOLK, R., & WARD, W.C. 1958. Brazos River bar: A study in the significance of grain-size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27, 3-26.
- FRANCISCO, A. S. & NETTO, S. A. 2020. El niño-southern oscillations and pacific decadal oscillation as drivers of the decadal dynamics of benthic macrofauna in two subtropical estuaries (Southern Brazil). *Ecosystems*, <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-019-00475-6>
- FRIES, A. L.; COIMBRA, J.P.; NEMAZIE, D.A.; SUMMERS, R.M.; AZEVEDO, J.P.S.; FILOSO, S.; NEWTON, M.; GELLI, G.; OLIVEIRA, R.C.N.; PESSOA, M.A.R.; DENNISON, W.C. 2019. Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management and governance implications. *Regional Studies in Marine Science*, 25: 100474.
- GILLANDERS, B.M. & KINGSFORD, M.J. 2002. Impact of changes in flow of freshwater on estuarine and open coastal habitats and the associated organisms. *Oceanography and Marine Biology: an annual review*, 40, 233-309.
- GODOY, J.M.; MOREIRA, I.; BRAGANÇA, M.J.; WANDERLEY, C. & MENDES, L.B. 1998. A study of Guanabara Bay sedimentation rates. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 227 (1-2), 157 – 160.
- GRASSHOFF, K.; KREMLING, K. & ERHARDT, M. 1999. *Methods of seawater analysis*. Germany: Wiley-VCH Verlag, third edition, 600p.
- GRAY, J.S. & ELLIOTT, M. 2009. *Ecology of Marine Sediments*. USA: Oxford Biology, second edition, 256p.
- GRIMM, A.M. & TEDESCHI, R.G. 2009. ENSO and extreme rainfall events in South America. *Journal of Climate*, 22 1589–1609.
- GUSMÃO J.B.Jr. 2017. *Sediments and functional traits: applying a functional trait approach to assess marine macrobenthic function*. PhD Thesis. Co-tutelle University of Groningen, Universidade Federal do Paraná.

- HICKS, G.R.F. 1988. Evolutionary implications of swimming behaviour in meiobenthic copepods. *Hydrobiologia* 167/ 168: 497-504.
- HSIESH, H.L. & HSU, C.F. 1999. Differential recruitment of annelids onto tidal elevations in an estuarine mudflat. *Marine Ecology Progress Series* 177: 93-102.
- HOLYOAK, M.; LEIBOLD, M.A. & HOLT, R.D. 2005. *Metacommunities: Spatial Dynamics and Ecological Communities*. University of Chicago Press, 1 ed, 520 p.
- HOSTIN, L.M; SANDRINI-NETO, L. & OLIVEIRA, V.M. 2007. Associações macrofaunais em áreas sujeitas à dragagem do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). In: *Dragagens Portuárias no Brasil*. Governo do Estado do Paraná; Sema/PR; Ademadan; Unibem, Antonina, 312 p.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2019 Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Setembro 2019. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/srocc/>
- KAUFMANN, C.L.G. 2009. Estudo Hidrodinâmico e de Qualidade de Água após Revitalização da Circulação do Canal do Fundão, Baía de Guanabara – RJ. Dissertação de Mestrado em Engenharia Oceânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.teses.oceanica.ufrj.br/pdfs/2009_mestrado_clarisse_kaufmann.pdf>.
- KFOURI, P.B.P.; FIGUEIRA, R.C.L.; FIGUEIREDO, A.M.G.; SOUZA, S.H.M. & EICHLER, B.B. 2005. Metal levels and foraminifera occurrence in sediment cores from Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 265, 459-466.
- KJERFVE, B.; LACERDA, L.D. & DIAS, G.M.T. 2001. Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. In: U Seeliger; B Kjerfve. (Org.). *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, 144, 107-117.
- KJERFVE, B.; RIBEIRO, C. H. A.; DIAS, G. T. M.; FILIPPO, A. M. & QUARESMA, V.S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research* 17: 1609-1643.
- KLAPPENBACH, M. 1963. Sobre Cuna Y géneros relacionados en el Atlántico y Costa de Africa del Sur. *Bol. Isnt. Ocean. São Paulo*, 12(3): 11- 12.

- KOLM, H.; LANA, P.C.; SOAREA, C.R.; LORENZI, L.; BROGIM, R.A.; ODRESKI, L. & SIQUEIRA, A. 1999. Monitoramento das atividades de dragagem (1998/1999) ao longo do canal de acesso aos terminais portuários da Ponta do Félix (Antonina). Unpublished Technical Report. Center for Marine Studies, Universidade Federal do Paraná, p 181.
- LARDOSA, E.I.; SIMÕES, M. & SOARES, M.L.G. 2013. Cartografia das áreas de ocorrência de manguezais no Estado do Rio de Janeiro através da integração de múltiplas fontes de dados. *Revista Brasileira de Cartografia*, 65, 1-14.
- LANA, P.C.; CHRISTOFOLETTI, R.; GUSMÃO JR., J.B.; BARROS, T.L.; SPIER, D.; COSTA, T.M.; GOMES, A.S. & SANTOS, C.S.G. 2018. Benthic estuarine assemblages of the Southeastern Brazil Marine Ecoregion (SBME). In: LANA, P.C. & BERNARDINO, A. (Org.). *Brazilian Marine Biodiversity*. 1 ed. Springer International Publishing, 1, 117 – 175.
- LIMA / PPE / COPPE / UFRJ. 2009. Avaliação Ambiental Estratégica do Programa de Investimentos da PETROBRAS na Área de Abrangência da Baía de Guanabara: PLANGAS, GNL e COMPERJ. Trabalho realizado a pedido da PETROBRAS.
- LITTLE, C. 2000. *The biology of soft shores and estuaries*. United Kingdom: Oxford University Press, 264p.
- LOPEZ, G.R. & LEVINTON, J.S. 1987. Ecology of deposit-feeding animals in marine sediments. *The Quarterly Review of Biology*, 62, 235-260.
- LU, L. & WU, R. 2000. An Experimental Study on Recolonization and Succession of Marine Macrobenthos in Defaunated Sediment. *Marine Biology*, Vol. 136, No. 2, pp. 291-302.
- MALDONADO, M. & YOUNG, C. M. 2003. Induction of settlement in Merozooplankton. In: *Encyclopedia of life Support Systems*. Vol. 27. Marine Ecology. Duarte, C. M. (ed.) UNESCO/EOLSSS; <http://www.eolss.net/>
- MARAZZO, A. & VALENTIN, J. L. 2004. Reproductive aspects of marine cladocerans *Penilia avirostris* and *Pseudevadne tergestina* (Crustacea, Branchiopoda) in the outer part of Guanabara Bay, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64 (3A): 543-549.

- MARENGO, J.A. 2001. Mudanças climáticas globais e regionais: avaliação do clima atual do Brasil e projeções de cenários climáticos do futuro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 16, 1–18.
- MAYR, L.M.; TENENBAUM, D.R.; VILLAC, M.C.; PARANHOS, R.; NOGUEIRA, C.R.; BONECKER, S. & BONECKER, A. 1989. Hidrobiological characterization of Guanabara Bay. In: Magoon, O. and Neves, C. (eds). *Costalines of Brazil*, New York: American Society of Civil Engineers, 124-138.
- MCLEOD, R. & WING, S. 2008. Influence of an altered salinity regime on the population structure of two infaunal bivalve species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78, 529-540.
- MEES, J. & JONES, M.B. 1997. The hyperbenthos. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 35: 221-255.
- MENDES, F.; FIGUEIREDO, G.M. & VALENTIN, J.L. 2012. Reproduction and structure of the population of the chaetognath *Parasagitta friderici* in Guanabara Bay (Brazil) based on short term sampling. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 84(1), 103-111.
- MENICONI, M.D.G.; GABARDO, I.T.; CARNEIRO, M.E.R.; BARBANTI, S.M.; SILVA, G.C. & MASSONE, C.G. 2002. Brazilian oil spills chemical characterization e case studies. *Environmental Forensics*, 3, 303-321.
- MERMILLOD-BLONDIN, F. & ROSENBERG, R. 2006. Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. *Aquatic Sciences*, 68, 434-442.
- NEGRELLO-FILHO, O.A.; UGAZ-CODINA, J.C.; OLIVEIRA, L.H.S.; SOUZA, M.C. & ÂNGULO, R.J. 2018. Subtidal soft sediments of the Paranaguá Bay inlet: mapping habitats and species distribution at a landscape scale. *Brazilian Journal of Oceanography*, 66(3): 255-266.
- NEVES, R.A.F. & VALENTIN, J.L. 2011. Revisão bibliográfica sobre a macrofauna bentônica de fundos não-consolidados em áreas costeiras prioritárias para a conservação no Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 44, 59-80.

- NEVES, R.A.F.; ECHEVERRÍA, C.A.; PESSOA, L.A.; PAIVA, P.C.; PARANHOS, R. & VALENTIN, J.L. 2013. Factors influencing spatial patterns of mollusks in a eutrophic tropical bay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(3), 577-589.
- ODUM, E.P. 1988. *Ecologia*, Editora Guanabara Koogan, 1 ed, 446p
- OLSEN, S., D.D. ROBADUE, JR., & V. LEE. 1984. *An Interpretive Atlas of Narragansett Bay*. Rhode Island Sea Grant, Narragansett, R.I. 82p.
- PACHECO, A.S., GOMÉZ, G.E. & RIASCOS, J.M. 2013. First records of emerging benthic invertebrates at a sublittoral soft-bottom habitat in northern Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*. 48(2): 387-392.
- PACHECO, A.S., GOMEZ, G.E., SANTORO, P.A., MALEBRAN, M., CORTÉS, C. & RIASCOS, J.M., 2014. Moon phase effects and timing of emerging macrobenthic assemblages in a sheltered softbottom sublittoral habitat. *Journal of Sea Research*. 86, 34-42.
- PACHECO, A.S., SANTORO, P.A., GOMÉZ, G.E., MALEBRAN, M.I. & RIASCOS, J.M. 2015. Seasonal variability of emerging invertebrate assemblages in a sheltered soft-bottom sublittoral habitat. *Journal of Sea Research*. 103, 14-23.
- PACÍFICO, A. 2013. *O Espaço da Baía de Guanabara e suas Múltiplas Tensões*. Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Geografia da PUC-Rio. Rio de Janeiro, Brazil.
- PALMER, M.A. 1988. Dispersal of marine meiofauna: a review and conceptual model explaining passive transport and active emergence with implications for recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 48: 81-91.
- PAPIOL, V.; CARTES, J.E. & FANELLI, E. 2014. The role of food availability in regulation the feeding dynamics and reproductive cycles of bathyal benthopelagic fish in the northwest Mediterranean slope. *Limnology Oceanography*, 59 (5) p. 1779-1794. Doi: 10.4319/lo.2014.59.51779.
- PARANHOS, R & MAYR, L.M. 1993. Seasonal patterns of temperature and salinity in Guanabara Bay, Brazil. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2(11): 647-652.

- PARANHOS, R, MAYR, L.M, LAVRADO, H.P. & CASTILHO, P.C. 1993. Temperature and salinity trends in Guanabara Bay (Brazil) from 1980 to 1990. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*. 36(4): 685-694.
- PARANHOS, R., ANDRADE, L., MENDONÇA-HAGLER, L.C. & PFEIFFER, W.C. 2001. Coupling bacterial density with activity in a tropical polluted coastal bay. *In*: Faria, B. M., Farjalla, V.; Esteves, F. A. (eds.). *Aquatic Microbial Ecology in Brazil*. Serie Oecologia Brasiliensis, (9), 117-132.
- PARSONS, T.R., MAITA, Y. & LALLI, C.M., 1984. *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*, 2nd ed. Pergamon Press, Oxford, 173p.
- PASSOS, E. N. 2015. *Variação Sazonal da Água Central do Atlântico Sul na Plataforma Continental Sudeste Brasileira ao Largo do Estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- PEARSON, T.H.; ROSENBERG, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology*. 16, 229–311.
- PEREIRA, E.R.M.; EICHLER, P.P.B; EICHLER, B.B. 2004. Foraminifera as Proxies in Environmental Diagnostic in Guanabara Bay, RJ. *Journal of Coastal Research*, 39: 1395-1398.
- PEREIRA, V.P.P.; PESSOA, L.A.; FREITAS, M.A.V. & ECHEVERRÍA, C.A. 2013. Recovery process on soft-bottom macrobenthic communities after artificial disturbance in tropical polluted estuary (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Open Journal of Marine Science*, 3, 161-166.
- PERES, L.D.F., LUCENA, A.J.D., FILHO, O.C.R., FRANCA, J.R.D.A. 2018. The urban heat island. In Rio de Janeiro, Brazil, in the last 30 years using remote sensing data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 64, 104-116.
- PERILLO, G.M.E.; PRATOLONGO, P.D.; CARBONE, M.E & PICCOLO, M.C. 2009. Biological-physical interactions in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 85, 5-6.
- PESSOA, L.A.; PAIVA, P.C.; PARANHOS, R.; FREITAS, M.A.V.; ECHEVERRÍA, C.A. 2019. Intra-annual variation in rainfall and it's influence of the adult's *Cyprideis* spp

(Ostracoda, Crustacea) on a eutrophic estuary (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 80 (2), 449-459.

PESSOA, L.A.; PAIVA, P.C.; PARANHOS, R.; ECHEVERRÍA, C.A. & FREITAS, M.A.V. 2020. Spatio-temporal sublittoral macrobenthic distribution and dominant species in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, *in press*.

PETROBRAS, 2012a. Baía de Guanabara: Ambiente e Influência Antrópica (Volume I). Eds.: MENICONI M.F.G.; SILVA, T.A.; FONSECA, M.L.; LIMA, S.O.F.; LIMA, E.F.A.; LAVRADO, H.P. & FIGUEIREDO Jr. A.G. Rio de Janeiro, 337p.

PETROBRAS, 2012b. Baía de Guanabara: Síntese do conhecimento ambiental. Biodiversidade (Volume II). Eds.: MENICONI, M.F.G.; SILVA, T.A.; FONSECA, M.L.; LIMA, S.O.F.; LIMA, E.F.A.; LAVRADO, H.P. & FIGUEIREDO Jr. A.G. Rio de Janeiro, 479p.

PRITCHARD, D.W. 1967. Observations of circulation in coastal plain estuaries. In *Estuaries*, edited by Lauf GH, American Association Advance Science, 37-44.

QUARESMA, V.S.; DIAS, G.T.M. & BAPTISTA NETO, J.A. 2000. Caracterização da ocorrência de padrões de sonar de varredura lateral e sísmica de alta frequência (3,5 e 7,0 kHz) na porção sul da Baía de Guanabara – RJ. *Brazilian Journal of Geophysics*, 18, 201-214.

R CORE TEAM. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

REBELLO, A.L., PONCIANO, C.R. & MELGES, L.H. 1988. Avaliação da Produtividade Primária e da Disponibilidade de Nutrientes na Baía de Guanabara. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 60(4): 419–430.

ROSENBERG, R. 2001. Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina*. 65 (Suppl. 2), 107-119.

ROSMAN, P. C. C. 1997. Subsídios para Modelagem de Sistemas Estuarinos. In: *Métodos Numéricos em Recursos Hídricos* (Vol. 3), Capítulo 3, Associação Brasileira de Recursos Hídricos – ABRH.

- ROSMAN, P. C. C. 2000, Referência Técnica do SisBAHIA, Fundação COPPETEC.
- SAE/PR, Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, 2015. Adaptação às Mudanças do Clima: Cenários e Alternativas Infraestrutura Costeira. In: Brasil 2040. Produtos 5, 6, 7 e 8. Disponível em: <http://www.sae.gov.br/imprensa/noticia/brasil-2040-cenarios-e-alternativas-de-adaptacao-a-mudanca-do-clima/>
- SANCHEZ-RIASCOS, N.E.; PAIVA, P.C.; PESSOA, L.A. & ECHEVERRÍA, C.A. 2018. Bentos de fundos não consolidados. In: VALENTIN, J.L.; PAIVA, P.C. & SALOMON, P.S. (Org.). A Baía de Guanabara: Passado, presente e futuro. 1 ed. CRV. Curitiba. 125 – 136.
- SANTI, L. & TAVARES, M. 2009. Polychaeta assemblage of an impacted estuary, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 57 (4), 287-303.
- SANTOS, H. L. 1995. Um modelo para trajetória de partículas em corpos de água rasos: o caso do emissário de Icaraí – Baía de Guanabara, Dissertação de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- SCHINDLER, D.W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 44, 6-25.
- SHEPARD, F. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of Sedimentary Research*, 24, 151-158.
- SNELGROVE, P.V.R. 1997. The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes, *Ambio*, 26, 578-583.
- SNELGROVE, P.V.R. 1999. Getting to the bottom of marine biodiversity: sedimentary habitats, *Bioscience*, 49, 129-138.
- SOARES-GOMES, A.; NEVES, R.I.; AUCÉLIO, R.; VAN DER VEN, P.H.; PITOMBO, F.; MENDES, C.L. & ZIOLI, R.I. 2010. Changes and variations of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish, barnacles and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60, 1359-1363.

- SOARES-GOMES, A.; GAMA, B.A.P.; BAPTISTA NETO, J.A.; FREIRE, D.G.; CORDEIRO, R.C.; MACHADO, W.; BERNARDES, M.C.; COUTINHO, R.; THOMPSON, F. & PEREIRA, R.C. 2016. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Regional Studies in Marine Science*, 8, 319-330.
- SOLAN, M.; BENNETT, E.M.; MUMBY, P.J.; LEYLAND, J. & GODBOLD, J.A. 2019. Benthic-based contributions to climate change mitigation and adaptation. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 375: 20190107.
- STATHAM, P.J. 2012. Nutrients in estuaries – Na overview and the potential impacts of climate change. *Science of the Total Environment*, 434: 213-227.
- STOUT, L.N. 1981. An unusual occurrence of the brackish-water ostracode *Cyprideis salebrosa* in central Missouri: *Journal of Paleontology*, v. 55, n°4, p 898-900.
- SUGUIO, K. 1973. *Introdução a Sedimentologia*. Brazil, São Paulo, Edgard Blucher/EDUSP, 317p.
- TEASDALE, M, VOPEL, K. & THISTLE, D. 2004. The timing of benthic copepod emergence. *Limnology and Oceanography* 49: 884- 889.
- THISTLE, D. 2003. Harpacticoid copepod emergence at a shelf site in summer and winter: implications for hydrodynamic and mating hypotheses. *Marine Ecology Progress Series* 248: 177-185.
- THISTLE D, SEDLACEK, L., CARMAN, K.R., FLEEGER, J.W. & BARRY, J.P. 2007. Emergence in the deep sea: evidence from harpacticoid copepods. *Deep Sea Research I* 54: 1008-1014.
- THOMPSON, B.W.; RIDDLE, M.J. & STARK, J.S. 2003. Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 232-243.
- ULLBERG, J. & ÓLAFSSON, E. 2003. Free-living marine nematodes actively choose habitat when descending from the water column. *Marine Ecology Progress Series* 260: 141-149.

- UNDERWOOD, A.J. 1991. Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42, 569-587.
- UNDERWOOD, A.J. 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impact on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 161, 145-178.
- UNDERWOOD, A.J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Application* 4: 3-15. Valiela I (1995). *Marine Ecological Processes*. 2nd edition. Springer-Verlag, New York, Berlin Heidelberg, 686 p.
- VALENTIN, J.L.; TENENBAUM, D.R.; BONECKER, A.C.T.; BONECKER, S.L.C.; NOGUEIRA, C.R. & VILLAC, M.C. 1999. O sistema planctônico da Baía de Guanabara: síntese do conhecimento. In: Silva SHG & Lavrado HP (eds.), *Ecologia de Ambientes Costeiros do Estado do Rio de Janeiro, Oecologia Australis*, 35-59.
- VALENTIN, J.L. 2012. *Ecologia Numérica: Uma introdução à análise multivariada da dados ecológicos*, 2ª edição, Editora Interciência, 153p.
- VALIELA, I. 1995. *Marine Ecological Processes*. New York, Springer-Verlag, second edition, 686p.
- VENTURA, E.C.; GAELZER, L.R.; ZANETTE, J.; MARQUES, M.R.F. & BAINY, A.C.D. 2002. Biochemical indicators of contaminant exposure in spotted pigfish (*Orthopristis ruber*) caught at three bays of Rio de Janeiro coast. *Marine Environmental Research*, 54, 775-779.
- VILLAC, M.C.; MAYR, L.M.; TENENBAUM, D.R. & PARANHOS, R. 1991. Sampling strategies proposed to monitor Guanabara Bay, RJ, Brazil. In: Magoon, O.T., Converse, H.V., Tippie, V., Tobin, L.T. & Clarck D. (eds.). *Coastal Zone 91*. American Society of Civil Engineers, 1168-1182.
- VOPEL, K. & THISTLE, D. 2011. Cues, not an endogenous rhythm, control the dusk peak in water-column entry by benthic copepods. *Estuaries and Coast* 34: 1194-1204.

- WALTERS, K. 1991. Influences of abundance, behavior, species composition, and ontogenetic stage on active emergence of meiobenthic copepods in subtropical habitats. *Marine Biology* 108: 207-215.
- WALTERS, K. & BELL, S.S. 1994. Significance of copepod emergence to benthic, pelagic, and phytal linkages in a subtidal seagrass bed. *Marine Ecology Progress Series* 108: 237-249.
- WARWICK, R.M. 1988. The level of taxonomic discrimination required to detect pollution effects on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 19(6), 259-268.
- WoRMS – WORLD REGISTER OF MARINE SCIENCE (www.marinespecies.org) – acessado em 10/01/2020.
- XAVIER DE BRITO, A.P.; BRÜNING, I.M.R. & MOREIRA, I. 2002. Chlorinated pesticides in mussels from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 71-81.
- XAVIER, E.A.; GAMA, B.A.P.; PORTO, T.F.; ANTUNES, B.L. & PEREIRA, R.C. 2008. Effects of disturbance area on fouling communities from a tropical environment: Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 56, 73-84.