

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL**

Bivalves filtradores e a regulação da eutrofização estuarina – biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitória - ES, Brasil.

THAYANA DE ALENCAR LEITE

Vitória,
Março, 2018

THAYANA DE ALENCAR LEITE

Bivalves filtradores e a regulação da eutrofização estuarina – biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitória - ES, Brasil.

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

Orientador: Dr. Gilberto Fonseca Barroso.

Co-orientador: Dr. Luís Chícharo (UALg).

Vitória,
Março, 2018

THAYANA DE ALENCARLEITE

Bivalves filtradores e a regulação da eutrofização estuarina – biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitória - ES, Brasil.

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo (PPGOAM), como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor.

Aprovada em ____ de _____ de 2018.

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso
Universidade Federal do Espírito Santo/PPGOAM
Orientador

Prof. Dr. Luis Fernando Loureiro Fernandes
Universidade Federal do Espírito Santo/PPGOAM

Prof. Dr. Monica Maria Pereira Tognella
Universidade Federal do Espírito Santo/PPGOAM

Prof. Dr. Silvia Tamie Matsumoto
Universidade Federal do Espírito Santo/PPGOBAN

Prof. Dr. Taciana Kramer Pinto
Unidade de Ensino Penedo/Campus Arapiraca/UFAL

Dados internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Agradecimentos

Ao PPGOAM (UFES), por todo apoio para o meu desenvolvimento acadêmico. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo apoio financeiro através de uma bolsa de estudo, durante 4 anos, e bolsa de intercambio pelo programa ciência sem fronteiras, que me possibilitou obter oportunidade de treinamento em dois centros de pesquisa científica na Europa. Ao projeto de pesquisa, “Ecohidrologia e gestão integrada de recursos hídricos do contínuo flúvio-estuarino do rio Santa Maria da Vitória (ES)”, componente da “Rede de estudos hidrodinâmicos ecológicos e de monitoramento de qualidade ambiental em sistemas aquáticos – REHMANSÁ”, através do apoio financeiro para fundamental para execução do estudo, além da oportunidade de participar dos cursos de hidrodinâmica estuarina (prof. Dr. Arnoldo) e transporte de sedimentos coesivos (prof. Dr. Aldo Sottolichio), possíveis graças ao Fundo Setorial de Recursos Hídricos (CT-Hidro / FINEP - projeto 179/2012). Por isso, agradeço também ao Prof. Osmar Möller (Instituto de oceanografia da FURG-RG) pela oportunidade de participar dos cursos, e amigos que ganhei através deles.

Ao Instituto de Investigações Marinhas de Vigo – IIM (Espanha), a Dra. Maria José Fernández Reiriz e toda equipe de pesquisadores, pela inesquecível oportunidade de aprendizado sobre a ecofisiologia e gestão sustentável de bivalves. E especialmente agradeço a amiga Jade Irisarri, por toda atenção durante minha estadia em Vigo.

Ao Centro de Investigação Marinha e Ambiental (CIMA) da Universidade do Algarve, - Ualg (Portugal), especialmente as amigas Kasia, Marília e Joanna por toda atenção durante minha estadia em Faro.

Ao Instituto Português do Mar e da Atmosfera - IPMA (DivOA - Divisão Oceanografia Ambiental e Bioprospeção), pelo apoio no aprendizado sobre o método experimental da biofiltração de bivalves filtradores.

A Secretaria Estadual de meio ambiente de Vitória – SEMMA, pelo apoio inicial no trabalho de campo na baía de Vitória.

Aos membros da minha banca de qualificação, Dra. Monica Tognella e Dra. Tatiana Furley, por toda contribuição de conhecimento, de grande importância para melhorar a qualidade desse estudo.

A minha equipe de campo, amigos Ricardo, Sávia e Bruno, e demais colegas, por todo apoio.

Ao Labfito (UFES), especialmente prof. Camilo Dias, amiga Georgette, kasia, Juline, Juliana e minhas estagiárias (Viviane e Barbara) pela ajuda com as análises do fitoplâncton, e mais ainda, pela amizade e atenção.

Ao Limnolab (UFES), e em especial amigo Fábio, pela ajuda com amostragem de campo e análise estatística.

A prof. Monica Tognella e Sávia, pela contribuição em parte essencial desse estudo, nas amostragens de campo e análise dos dados.

Ao Laboratório de Simulação de Escoamento com Superfície Livre (LABESUL – UFES), especialmente ao Prof. Dr. Julio T. A. Chacaltana e Rayelle Tassarollo, que contribuíram com modelagem de dado essencial para o presente estudo.

Ao meu orientador Gilberto, muitíssimo obrigada por tudo, não apenas pelos 4 anos de orientação com excelência, mas por 10 anos de amizade, paciência, e sobretudo conhecimento sábio. Tenho certeza que não haveria outro caminho acadêmico melhor senão este orientado por você.

Ao meu co orientador Luis Chiraro, pela sua disponibilidade e apoio constantes para as minhas dúvidas e questões. Sua exigência foi um bom ensinamento para o meu futuro, que agradeço.

A minha família, por todo amor que dedicam a mim, minha irmã Thaynara, meus sobrinhos e paixões da dindinha (Raul e Enrico) e cunhado Rafael. E com eterna gratidão, a minha melhor amiga, meu maior exemplo de vida, sobretudo de fé e perseverança (e jamais devemos desistir), meu maior incentivo, minha advogada em todas as questões da minha vida. Minha MÃE (Thamar), muito mais do que te agradecer, devo a ti tudo o que sou e tenho. TE AMO!

A Deus, por interceção dos Anjos e Santos, e misericordioso coração de Maria, me entrego em louvor de graças por vossa imensa glória, pelos divinos dons que a mim foram concedidos. Graças a vós, Deus todo poderoso, por todas essas pessoas e propósitos que colocastes em minha vida, para que hoje eu pudesse me tornar uma pessoa melhor e com mais amor.

Muito obrigada!

Resumo

A ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) é uma espécie importante para regulação da eutrofização de ecossistemas estuarinos tropicais, por meio da capacidade de filtração do séston ao qual está exposta, através da ingestão preferencial de partículas nanofitoplanctônicas. A biofiltração pode ser medida através da taxa de clareamento (TC), isto é, volume de água que é filtrada por unidade de tempo, podendo ser aplicada a partir de vários métodos, com destaque para os métodos de biodepósitos *in situ* (TC_{bd}) e de fluxo contínuo em laboratório (TC_{fc}). A filtração da ostra do mangue depende principalmente da disponibilidade do séston orgânico e resposta biofísica às condições ambientais (e.g., salinidade). Nesse contexto, o objetivo da tese foi analisar o serviço ecossistêmico de regulação da eutrofização (i.e., remoção de séston orgânico) na Seção Norte do Sistema Estuarino da baía de Vitória – SNSEBV. A SNSEBV abrange uma área e volume de 10km^2 e $2,5 \times 10^7 \text{ m}^3$, respectivamente, cuja profundidade média é inferior a 3 m. Na SNSEBV, o tempo de residência médio é de 35 dias, sob uma condição média euhalina e parcialmente estratificada, com concentrações do séston, total e orgânico, em média de 14,9 e 15,8 mg.L^{-1} , respectivamente. Nesse cenário, a TC_{bd} é de 1,56 $\text{L.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A TC_{bd} por biomassa de *C. rhizophorae* existente no manguezal da SNSEBV ($3,77 \times 10^5 \text{ kg.km}^{-2}$) é de $7,07 \times 10^9 \text{ L}^3.\text{kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, correspondendo uma regulação diária de 28% do volume estuarino. O valor econômico atribuído à remoção do séston orgânico da SNSEBV por *C. rhizophorae*, conversão de clorofila-a em nitrogênio, é US\$ 298.327,22. O valor econômico do serviço ecossistêmico de regulação da eutrofização pode atuar como justificativa monetária para conservação estuarina. Destaca-se a importância ecológica da ostra do mangue e as necessidades para garantir a eficácia do serviço de regulação da eutrofização estuarina.

Palavras-chave: ostra, séston, regulação estuarina, valoração econômica.

Abstract

The mangrove oyster (*Crassostrea rhizophorae*) is an important species for regulating the eutrophication of tropical estuarine ecosystems through the filtration capacity of the seashore to which it is exposed through the preferential ingestion of nano-phytoplanktonic particles. The biofiltration can be measured by the clearance rate (CR), that is, the volume of water that is filtered per unit of time, and can be applied from several methods, with emphasis on in situ biodegradation methods (CR_{bd}) and of continuous flow in the laboratory (CR_{fc}). The efficacy of the mangrove oyster filtration depends primarily on the availability of organic matter as well as biophysics to environmental conditions (e.g., salinity). In this context, the objective of the thesis was to analyze the ecosystem service for regulation of eutrophication (i.e., removal of organic seston) in the North Section of the Estuary System of the Bay of Vitoria - NSVBES. The NSVBES covers an area and volume of 10 km^2 and $2.5 \times 10^7 \text{ m}^3$, respectively, whose average depth is less than 3 m. In the SNSEBV, the average residence time is 35 days, under a medium and semi-stratified euhaline condition, with total and organic seston concentrations, on average of 14.9 and 15.8 mg.L^{-1} , respectively. In this scenario, the CR_{bd} of *C. rhizophorae* is $1.56 \text{ L.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$. The CR_{bd} by biomass in the NSVBES mangrove ($3.77 \times 10^5 \text{ kg.km}^{-2}$) is $7.07 \times 10^9 \text{ L.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, corresponding to a daily regulation of 28% of the estuarine volume. The economic value attributed to removal of organic seston, conversion of chlorophyll a to nitrogen, is US\$ 298,327.22. The economic value of the ecosystem service of eutrophication regulation can act as monetary justification in environmental management for the conservation of estuarine natural resources. We emphasize the ecological importance of *C. rhizophorae* and needs to guarantee the effectiveness of the regulation service of estuarine eutrophication.

Key words: oyster, seston, estuarine regulation, economic valuation.

Lista de figuras

Figura 1: Diagrama geral das etapas metodológicas da tese de doutorado. ...	20
Figura 2: Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SNSEBV. ...	35
Figura 3: Bacias hidrográficas tributárias do do SEBV. (TEUBNER JR, 2016).	36
Figura 4: Pluviosidade média mensal (mm) na SNSEBV para período de 1950 a 2016, Estação Vitória, código 02040035 (Teubner Jr, 2016).	37
Figura 5: Delineamento metodológico de análise da distribuição de séston na SNSEBV.....	41
Figura 6: Grade amostral na SNSEBV.....	45
Figura 7: Mapa batimétrico da SNSEBV.	50
Figura 8: Vazão fluvial média mensal ($m^3.s^{-1}$) na foz do RSMV, conforme média histórica e entre 2015 e 2016.....	51
Figura 9: Modelo do Tempo de residência (TR) no SEBV e Baía do ES a partir de derivadores lançados no braço norte da foz do RSMV.	53
Figura 10: Modelo do Tempo de residência (TR) no SEBV a partir de derivadores lançados no braço sul da foz do RSMV.....	54
Figura 11: Boxplots de salinidade média nas estações amostrais. As letras (a), (b), (c), (d), (e) e (f) representam códigos de correlação.....	56
Figura 12: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV em setembro de 2015: maré de sizígia a) enchente e b) vazante; maré de quadratura: c) enchente e d) vazante.....	58
Figura 13: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV em dezembro de 2015: maré de sizígia a) enchente e b) vazante; maré de quadratura: c) enchente e d) vazante.....	59
Figura 14: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em setembro de 2015. As estações não estão dispostas linearmente devido as estações localizadas na área de influência dos canais fluviais tributários, estações 4 e 5 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV).....	61
Figura 15: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em dezembro de 2015. As estações não estão dispostas linearmente devido as estações localizadas na área de influência dos canais fluviais tributários, estações 4 e 5 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV).....	62
Figura 16: Boxplots da concentração de MPS ($mg.L^{-1}$) na enchente (E) e vazante (V) das marés de sizígia (S) e quadratura (Q). As letras (a), (b), (c) e (d) representam códigos de correlação.....	63
Figura 17: Modelos de distribuição de MPS ($mg.L^{-1}$) na SNSEBV em setembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.....	65

Figura 18: Modelos de distribuição de MPS (mg.L^{-1}) na SNSEBV em dezembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.....	66
Figura 19: Modelos de distribuição de MPO (mg.L^{-1}) na SNSEBV em setembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.....	67
Figura 20: Modelos de distribuição de MPO (mg.L^{-1}) na SNSEBV em dezembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.....	68
Figura 21: Boxplots de clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais.	69
Figura 22: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV em setembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.....	70
Figura 23: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV em dezembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.....	71
Figura 24: Modelos de distribuição de salinidade (psu) em janeiro de 2010 na SNSEBV (Barroso et al., 2015):a) enchencte quadratura; b) vazante quadratura, c) enchemte sizígia e e) enchente de sizígia.	76
Figura 25: Modelos de distribuição de MPS (mg.L^{-1}), janeiro de 2010 na SNSEBV (Barroso et al., 2015): a) enchencte quadratura; b) vazante quadratura, c) enchemte sizígia e e) enchente de sizígia..	78
Figura 26: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV (Barroso et al., 2015): a) enchencte quadratura; b) vazante quadratura, c) enchemte sizígia e e) enchente de sizígia.	80
Figura 27: Medidas biométricas de altura, comprimento e largura de conchas de ostras (adaptado de Scroczynska, 2012).	100
Figura 28: Aspectos biofísicos: Aporte, sedimentação e ressuspensão do MPS em estuários (adaptado de Konrad, 2014).	102
Figura 29: Modelo conceitual de processamento alimentar ativo de partículas em suspensão por bivalves filtradores (adaptado de Zemlys e Daunys, 2005).	105
Figura 30: Mapa da área de estudo, indicando: a) localização do estado do Espírito Santo no Brasil; b) bacia hidrográfica do SEBV; c) SEBV; e d) SNSEBVe as estações experimentais.	109
Figura 31: Delineamento experimental para determinação da capacidade de biofiltração na SNSEBV.....	110
Figura 32: Experimentos <i>in situ</i> da TC de <i>C. rhizophorae</i> : a) colectores de biodepositos com 3 espécimes de ostras e b) coletores fixados nas raízes de <i>Rhizophora mangle</i> na maré baixa.....	111
Figura 33: Ilustração do coletor de biodepósitos (coletores) (adaptado de Scroczynska, 2012).....	112

Figura 34: Experimento em laboratório com biodepósitos realizado em junho de 2016: a) armadilhas com biodepósitos; b) ostras usadas no experimento; c) pesagem dos biodepósitos após secagem em estufa (60 °C por 72 h) e ignição em mufla (450 °C por 4 h).	113
Figura 35: Delineamento experimental da análise seletividade alimentar de <i>C. rhizophorae</i>	115
Figura 36: Desenho experimental do método fluxo direto através da câmara, para determinação da TC. Destaque para ilustração da câmara experimental no canto esquerdo superior (adaptado de Bayne, et al., 1985).....	116
Figura 37: Amostragem de campo para determinação da biomassa de <i>C. rhizophorae</i> no manguezal do SNSEBV. a) delimitação das parcelas; b) contagem de raízes escoras com e sem ostras; c) medição do comprimento do aglomerado; d) biometria das ostras coletadas e; e) abertura das ostras.....	124
Figura 38: Boxplots da taxa de clareamento por biodepósitos (TC_{bd}) com valores do Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) nas estações amostrais 1, 2 e 3.	127
Figura 39: Boxplots da taxa de clareamento por biodepósitos (TC_{bd}) com os valores do Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) para os períodos amostrados, meses de outubro de 2015, abril e junho de 2016.	127
Figura 40: Correlação entre a taxa de biodeposição TD_{bd} e a salinidade na SNSEBV.....	128
Figura 41: Caracterização da composição qualitativa (%) do conteúdo fitoplanctônico, baseada na média das 3 estações experimentais da SNSEBV.	134
Figura 42: Composição qualitativa (%) do conteúdo fitoplanctônico em cada estação experimental da SNSEBV, onde: a) estação 1 (E1), b) estação 2 (E2) e c) estação 3 (E3).	134
Figura 43: Riqueza (%) sa comunidade fitoplanctônica nas 3 estações da SNSEBV.....	135
Figura 44: Componente riqueza da diversidade da comunidade fitoplanctônica do experimento de junho de 2016 da taxa de clareamento por fluxo contínuo na estação 1(a), estação 2 (b) e estação 3 (c)	136
Figura 45: Densidade da comunidade fitoplanctônica ($ind. \times 10^3 mL^{-1}$) durante o experimento de taxa de clareamento por fluxo contínuo na estação 1(a), estação 2 (b) e estação 3 (c)	137
Figura 46: Densidade de nanofitoplâncton ($ind, \times 10^3 mL$) nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).....	138
Figura 47: Densidade de microfitoplâncton, nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).	139
Figura 48: Importância relativa da densidade de nano e microfitoplâncton 1 (a), 2 (b) e 3 (c) , tamanho e categoria sintetizados.	140
Figura 49: Proporção relativa fitoplanctônica (%) nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).	141

Figura 50: Diversidade específica fitoplanctônica, nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).	142
Figura 51: Dados de equitabilidade, das estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).	143
Figura 52: Dominância em área basal (%) viva e morta, por espécie, nas florestas de mangue das estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).	145
Figura 53: Sistema Estuarino da Baía de Vitória com a localização na costa do Espírito Santo . Os marcadores verdes indicam as estações de índice de qualidade de água – IQA.	168
Figura 54: Potenciais serviços ecossistêmicos oferecidos por <i>C. rhizophorae</i> na SNSEBV.	172
Figura 55: Etapas metodológicas para valoração bioeconômica da regulação a qualidade da água por ostras do manguezal na SNSEBV.	173

Lista de tabelas

Tabela 1: Classificação de estuário, com base na variação da salinidade.....	29
Tabela 2: Classes de salinidade da água de acordo com o Sistema de Veneza simplificado (Venice System, 1958; KRAMER, 1994).	30
Tabela 3: Limites médios de tolerância da biofiltração de ostras em estuários.	33
Tabela 1: Cronograma de amostragens realizadas na SNSEBV.	40
Tabela 5: Estatística descritiva dos parâmetros físicos, físico-químicos e hidrobiológicos da SNSEBV no período de setembro de 2015 a abril de 2016.	56
Tabela 6: Estatística descritiva da distribuição vertical de salinidade e temperatura na SNSEBV, no período de setembro e dezembro de 2015.....	60
Tabela 7: Correlação de Spearman ($p < 0,05$) entre variáveis hidrológicas e hidroquímicas.	72
Tabela 8: Cronograma dos experimentos <i>in situ</i> realizados na SNSEBV.	110
Tabela 9: Cronograma dos experimentos em laboratório.	115
Tabela 10: Cronograma das amostragens <i>in situ</i> para determinar a biomassa e <i>C. rhizophorae</i> e área de <i>R. mangle</i>	123
Tabela 11: Valores médios e desvio padrão (\pm DP) de TC _{bd} e TD _{bd} pelo método de biodepósitos.	126
Tabela 12: Resumo dos parâmetros ambientais (média \pm desvio padrão) em outubro de 2015 (período seco), abril (período chuvosa) e junho de 2016 (início do período seco).	129
Tabela 13: Matriz de correlação de Spearman com a média dos parâmetros ambientais e a TC.	129
Tabela 14: Valores médios e desvio padrão das concentrações de partículas em suspensão, clorofila, e TC _{fc}	131
Tabela 15: Valores médios e desvio padrão de densidade de nano e microplâncton ($\times 10^3$ organismos \cdot L ⁻¹) e respectivas TC _{fc}	131
Tabela 16: Lista, enquadramento taxonômico, ocorrência por estação.	132
Tabela 17: Dados estruturais dos bosques de mangue na SNSEBV. Rh: <i>Rhizophora mangle</i> , Av: <i>Avicennia schaueriana</i> e Lg: <i>Laguncularia racemosa</i>	147
Tabela 15: Dados estruturais referentes à <i>Rhizophora mangle</i> no manguezal da SNSEBV. As letras (a), (b) e (c) representam códigos de correlação estatística entre as estações amostrais.....	148
Tabela 15: Densidade e biomassa de <i>C. rhizophorae</i> em m ² no manguezal da SNSEBV.....	148
Tabela 20: Avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos oferecidos por ostras (adaptado de Grabowski et al., 2012).....	165
Tabela 21: Estatística descritiva das variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas da SNSEBV no período de set/2009 a maio/2010 (BARROSO et al., 2015).....	169
Tabela 22: Média temporal (2010 à 2016) dos parâmetros de qualidade hídrica dos principais afluentes do SEBV, os rios SMV e Bubu, dados da AGERH. .	171
Tabela 23: Aportes de nitrogênio e fósforo (t.ano ⁻¹) das bacias do rio SMV e Bubu e suas as fontes relativas (Teubner Jr et al., 2017).	171
Tabela 24: Resultados da estimativa de TC _{fc} N de <i>C. rhizophorae</i> na NSVBES.	175
Tabela 25: Média dos compostos nitrogenados dos principais afluentes ao SEBV no período de 2010 à 2016 nos rios SMV e Bubu, dados da AGERH.	176

Sumário

CAPÍTULO 1. Apresentação da tese.....	16
1.1 INTRODUÇÃO.....	16
1.1.1 Natureza do problema.....	16
1.2 OBJETIVOS.....	19
1.3 ESTRUTURA DA TESE.....	20
1.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	22
CAPÍTULO 2. Distribuição do séston na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitória – ES.....	25
2.1 INTRODUÇÃO.....	27
2.2 OBJETIVOS.....	34
2.3 ÁREA DE ESTUDO.....	34
2.4 METODOLOGIA.....	39
2.4.1 Levantamento hidrográfico e indicadores morfométricos.....	42
2.4.2 Levantamento hidroquímico.....	43
2.4.2.1 Amostragem em campo.....	43
2.4.2.2 Análises laboratoriais.....	46
2.4.2.3 Análises estatísticas.....	47
2.4.2.4 Análise espacial dos parâmetros hidroquímicos.....	47
2.5 RESULTADOS.....	49
2.5.1 Levantamento hidrográfico e indicadores morfométricos.....	49
2.5.2 Levantamento hidroquímico.....	55
2.5.2.1 Análises estatísticas.....	56
2.5.2.2 Análise espacial dos parâmetros hidroquímicos.....	57
2.5.2.3 Correlação do dados.....	72
2.6 DISCUSSÃO.....	72
2.7 CONCLUSÕES.....	81
2.8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	81
CAPÍTULO 3 - Biofiltração de <i>Crassostrea rhizophorae</i>.....	96
3.1 INTRODUÇÃO.....	98
3.2 OBJETIVOS.....	106
3.3 ÁREA DE ESTUDO.....	106
3.4 METODOLOGIA.....	110
3.4.1 Análise da biofiltração de <i>C. rhizophorae</i>	110
3.4.1.1 Coleta dos dados.....	111
3.4.1.2 Análise dos dados.....	112
3.4.1.3 Taxa de Clareamento (TC_{bd}) pelo método Biodepósitos.....	113
3.4.2 Análise da seletividade alimentar de <i>C. rhizophorae</i>	114
3.4.2.1 Coleta dos dados.....	117
3.4.2.2 Análises dos dados.....	117
3.4.2.3 Cálculos do método Fluxo Contínuo (TC_{fc}).....	119
3.4.3 Densidade de <i>R. mangle</i> do manguezal da SNSEBV.....	122
3.4.4 Biomassa de <i>C. rhizophorae</i> do manguezal da SNSEBV.....	122
3.4.5 Magnitude da biofiltração de <i>C. rhizophora</i> na SNSEBV.....	125
3.4.6 Análise estatística.....	125
3.5 RESULTADOS.....	125
3.5.1 Biofiltração de <i>C. rhizophorae</i> por biodepósitos.....	125
3.5.2 Seletividade alimentar de <i>C. rhizophorae</i>	129

3.5.3 Densidade de <i>R. mangle</i> do manguezal da SNSEBV.....	144
3.5.4 Biomassa de <i>C. rhizophorae</i> do manguezal da SNSEBV.....	148
3.5.5 Magnitude da biofiltração no manguezal da SNSEBV.....	148
3.6 DISCUSSÃO.....	149
3.7 CONCLUSÕES.....	152
3.8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	153
CAPÍTULO 4. Valoração econômica do serviço de regulação da eutrofização por <i>Crassostrea rhizophorae</i> na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitória – ES, Brasil.....	160
4.1 INTRODUÇÃO.....	162
4.1.1 Importância socioeconômica e ambiental da ostra do mangue..	163
4.1.2 Valoração do serviço de regulação estuarina.....	164
4.2 OBJETIVOS.....	166
4.3 ÁREA DE ESTUDO.....	167
4.3.1 Aspectos sócio-econômicos e ambientais.....	169
4.4 METODOLOGIA.....	173
4.4.1. Aplicação do método de valoração econômica.....	174
4.5 RESULTADOS.....	174
4.6 DISCUSSÃO.....	175
4.7 CONCLUSÕES.....	178
4.8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	178
CAPÍTULO 5. Conclusões.....	182
ANEXOS.....	185

CAPÍTULO 1 - Apresentação da tese

1.1 INTRODUÇÃO

1.1.1 Natureza do problema

A partir da abordagem ecohidrologia, desenvolvida pelo Programa Hidrológico Internacional da UNSECO (IHP), que considera a dupla regulação entre biota e hidrologia para apoiar a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos, a sua aplicação neste estudo visa promover e sustentar a provisão de serviços ecossistêmicos. (Zalewski et al. 1997; Chicharo et al, 2015).

Sob a percepção antropocêntrica dos serviços ecossistêmicos, definidos como os benefícios dos ecossistemas que são obtidos pelas populações humanas (Millennium Ecosystem assessment, 2005), os bivalves filtradores estuarinos atuam como espécies-chave em função do seu papel ecológico, de substancial importância econômica e social. Para distinguir de estudos que tratam de serviços ecossistêmicos, o termo “ecoserviço” foi utilizado neste estudo para tratar, de modo especial, a bioeconomia, através do uso de bivalves estuarinos como ferramenta para regular a eutrofização da baía de Vitória - ES, com base na ecohidrologia.

Os ecoserviços fornecidos por bivalves estuarinos, como provedor de alimento e regulador da qualidade estuarina, pela remoção do fitoplâncton, contribuem para reciclagem de nutrientes no ecossistema estuarino. O benefício da desnitrificação mediada por ostras deve ser considerado como ferramenta de gestão do controle da eutrofização estuarina (Caffrey et al, 2016; Kellogg et al, 2014). Os ecossistemas costeiros que contêm bivalves filtradores, como por exemplo ostra do mangue (*Crassostrea rhizophorae*), estão entre os habitats marinhos mais valiosos e produtivos do planeta, tanto por perspectivas ecológicas quanto econômicas.

Os estuários estão sujeitos às mudanças ao longo da evolução por processos naturais e de interferência humana (Elliot e McLusky, 2002). Os estuários são usados pelo homem por diversas atividades potencialmente causadoras de impactos ambientais positivos e negativos (e.g. atividades de pesca, assoreamento e dragagem, represamento, dentre outros), estes últimos responsáveis pela degradação desses sistemas (McLusky e Elliot, 2004; Crossland et al., 2005). Populações que vivem próximo à estuários enfrentam

conflitos constantes entre o desenvolvimento econômico e pressões para a conservação de bens e serviços estuarinos, estes sob um crescente processo de esgotamento. Ressalva-se que, os estuários são alvo de alto interesse ambiental e socioeconômico, principalmente recursos estuarinos e pesqueiros existentes. Estes recursos são importantes para diversas populações nativas e ribeirinhas, que tem atividades cada vez mais ameaçadas pelo crescimento urbano acelerado (Hanazaki et al., 2007).

A perda de significativas áreas de manguezal, sobretudo daquelas localizadas às margens estuarinas associada ao enriquecimento de nutrientes, tem sido um dos principais contributos aos danos sobre os ecossistemas costeiros (Bricker et al, 2008; Spalding et al, 2010). Além disso, os impactos à supressão da biomassa de bivalves filtradores, por doenças, sobrepesca, mortalidade induzida pela poluição, bem como outros impactos humanos, contribui para degradação do ecossistema (Marques et al, 2004; Beck et al, 2011).

Em um contexto histórico, a biomassa da ostra *C. virginica* diminuiu 88% em 24 estuários do Estados Unidos (Zu Ermgassen et al, 2012). Esse cenário pode ser visto em ecossistemas costeiros ao redor do mundo, inclusive no Brasil (e.g., Christo, 2006; Mendonça and Machado, 2010; Wilberg et al, 2011; Zu Ermgassen et al, 2012). Onde a perda e degradação dos habitats de ostras representa uma ameaça à sustentabilidade dos recursos costeiros. Associado a isso, há mudanças nos cursos fluvio-estuarino, com diminuição da vazão dos rios, causada por eventos de seca e barragens, conseqüentemente menor aporte de matéria orgânica particulada para o sistema estuarino.

Apesar dos impactos ecológicos, poucos estudos (por exemplo, Newell et al, 2005; Wikfors, 2005; Pomeroy et al, 2006; Rosa et al, 2017) analisaram a capacidade biológica dos bivalves, bem como as ostras in situ, como potencial ferramenta para controlar a eutrofização.

As ostras têm o potencial de "limpar" a água ingerindo matéria orgânica, como microalgas, suspensas na coluna de água. A taxa de clareamento (TC), isto é, volume de água que é filtrada por unidade de tempo, por espécies do gênero *Crassostrea*, pode variar de 4 a 10 L.h⁻¹ (Dame, 1996). Na literatura, existem diferentes valores de TC (por exemplo, Pollack et al, 2013; Hoellein et al, 2015). As TCs podem variar em função de fatores endógenos (e.g., peso e

tamanho) e exógenos (e.g., disponibilidade de alimentos, seston orgânico) (Sroczyńska et al, 2012).

A TC de ostras é influenciada principalmente pela salinidade e seston (Villarroel et al, 2004; Grizzle et al, 2008). Por exemplo, a ostra *C. rhizophorae* vive em salinidades variando de 1 a 40 psu, mas a faixa ideal de salinidade para que haja respostas fisiológicas positivas de filtração está entre 7,2 e 28,8 psu e a temperatura ideal é inferior a 30 ° C (Nascimento, 1991; da Silva et al, 2005).

O crescimento e sobrevivência da ostra do mangue dependem principalmente de limites mínimos de salinidade, podendo suportar variações extremas de salinidade em curtas durações durante as estações chuvosas, tipicamente em áreas tropicais e subtropicais (Guimarães et al, 2008). Os valores abaixo de 5 psu impedem a capacidade efetiva de filtração de várias espécies de ostras (Sutton et al, 2012). Quando expostos a salinidades próximas ao seu limite de tolerância, ocorre uma redução da taxa de ingestão e a alimentação cessa, levando a uma diminuição do crescimento e ao aumento da mortalidade (Guimarães et al, 2008). As propriedades do seston (i.e., composição, concentração e tamanho das partículas) influenciam na eficiência de filtração dos bivalves. Segundo Newell et al (2007) e Bayne (2017), altas concentrações do seston na coluna de água podem causar a obstrução das brânquias de ostra.

As ostras do gênero *Crassostrea* (e.g., *C. rhizophorae*; *C. virginica*; *C. gigas*) são de grande importância comercial (FAO, 2016). Por outro lado, também são bioacumuladoras de nutrientes e poluentes (Kellogg et al, 2014; Eler et al, 2017). A ostra *C. rhizophorae* remove partículas orgânicas em suspensão da coluna d'água, sendo importante na ciclagem de nutrientes e do controle de eutrofização, utilizada como ferramenta de depuração em área de carcinicultura (Mendonça e Machado, 2010; Oliveira et al, 2014; Rose, 2015). Um dos benefícios oferecidos por *Crassostrea* é a capacidade de regulação estuarina, porém se forem provenientes de fontes poluídas, evidentemente tornam-se impróprias enquanto benefício de provisão alimentar.

O valor do serviço de regulação estuarina, advindo da conservação de ostras reduz custos da remoção de partículas orgânicas em suspensão e nutrientes em excesso do sistema. Isso quando comparada ao custo com estações de tratamento de esgoto (Nelson et al, 2009; Grabowski et al, 2012). A capacidade

de filtração de ostras é uma opção à se aplicar na gestão estuarina (Barbier, 2007; 2013). No entanto, há uma grande complexidade nas especificidades sobre a biomassa de ostras que seria necessária para filtrar todo volume de um sistema estuarino. Isso, devido à dependência fisiológica e a dupla regulação que existe entre o meio ambiente (Pollack, 2013; Buzzelli et al, 2013).

O conhecimento da eficácia da filtração de *C. rhizophorae*, bem como o comportamento alimentar da espécie, ajudará desenvolver indicadores que podem servir como ferramentas para a gestão da conservação estuarina. Esse conhecimento também poderá definir os limites ecológicos, subsidiando a produção sustentável do cultivo da ostras do mangue.

Por esse motivo, é objetivo foi avaliar a capacidade de filtração da ostra do mangue na SNSEBV (10km²), medindo a taxa de clareamento (TC), que indica o volume de água desobstruída de partículas por unidade de tempo, em determinadas condições ambientais *in situ*. Para distinguir de outros estudos que investigaram a capacidade de filtração de bivalves, o termo taxa de clareamento (TC_{bd}) é usada de modo específico neste estudo.

Como hipótese do presente estudo, a capacidade de filtração de séston de ostras provê a capacidade de reduzir a concentração de matéria orgânica em suspensão na coluna d'água. Sendo este um ecosserviço quel intervêm na ciclagem de nutrientes e controla o risco de eutrofização no ecossistema.

1.2 OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Analisar a contrinuição da ostra do mangue como fornecedora do serviço de regulação estuarina.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a variabilidade de seston na SNSEBV e a influência sobre a ecofisiologia de *C. rhizophorae*;
- Analisar a capacidade de filtração de *C. rhizophorae*;
- Valorar o serviço de remoção da fração orgânica de seston pela ostra do mangue na SNSEBV.

1.3 ESTRUTURA DA TESE

A tese de doutorado está estruturada em etapas sequenciais, a fim de gerar uma avaliação integrada sobre o serviço ecossistêmico de regulação da qualidade estuarina por bivalves filtradores, como uma ferramenta de gestão ambiental para SNSEBV.

Os capítulos estão integrados, em três etapas metodológicas principais. A primeira etapa refere-se a caracterização hidrológica e hidroquímica da Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitoria - SNSEBV; a segunda etapa faz a análise da capacidade de biofiltração de séston pela ostra do mangue; por fim, a terceira etapa, estima o valor do serviço de regulação estuarina por *C. rhizophorae* na SNSEBV, com base nos conhecimentos gerados de etapas anteriores. As etapas estão organizadas conforme descrito no diagrama da metodologia da tese de doutorado (Figura 1).

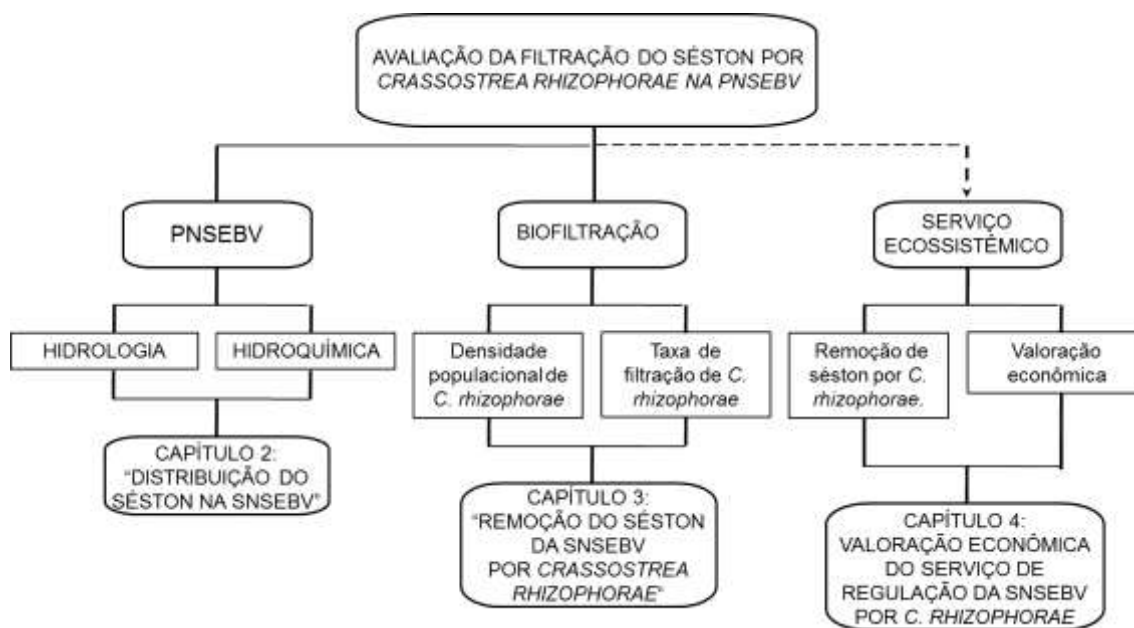


Figura 1: Diagrama geral das etapas metodológicas da tese de doutorado.

Consierando o diagrama geral das etapas metodológicas da tese de doutorado (Figura 1), os capítulos metodológicos da tese, cujos temas expostos em cada um são interdependentes e interrelacionados compondo uma abordagem final integrada, foram elaborados ao formato de produção científica voltada a periódicos. Uma descrição geral dos capítulos metodológicos, capítulos 2, 3 e 4, é apresentada a seguir:

- *Capítulo 2 - " Distribuição do séston na Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória",* apresenta uma introdução geral sobre as características físicas e hidroquímicas do sistema estuarino. Esta informação subsidiará a discussão dos capítulos subsequentes de modo a gerar informações relevantes da área de estudo. É objetivo deste capítulo analisar a distribuição do séston na SNSEBV, possibilitando subsidiar informações coerentes para interrelação com a ecofisiologia de *C. rhizophorae*, isto é, a biofiltração. O conhecimento da distribuição do séston no sistema estuarino também subsidiará o capítulo 3, sobre a valoração econômica do serviço de regulação estuarina, por meio da eficácia e magnitude do serviço de regulação da SNSEBV, tendo a ostra do mangue como ferramenta ecohidrológica desta análise.
- *Capítulo 3 - " Biofiltração da ostra Crassostrea rhizophorae ",* apresenta uma revisão dos temas relacionados aos aspectos biofísicos e ecofisiológicos da espécie estudada, tal como a interação entre as funções ecológicas de ostras no ecossistema estuarino. No capítulo 3 pretendeu-se analisar a eficiência da capacidade de filtração de séston por *C. rhizophorae* na SNSEBV. Para isso, a metodologia escolhida foi por meio de cálculos da taxa de clareamento do material particulado em suspensão, a partir de métodos experimentais realizados *in situ* (método dos biodepósitos). Em laboratório foi realizado um outro método de análise da taxa de clareamento (método do fluxo contínuo), com o intuito de analisar a seletividade alimentar através da análise experimental do conteúdo orgânico filtrado. Ainda neste capítulo foi feita estimativa da biomassa no manguezal da SNSEBV, para estimar a magnitude de filtração na área da SNSEBV.
- *Capítulo 4 "Valoração econômica do serviço de regulação da eutrofização por Crassostrea rhizophorae na seção norte do sistema estuarino da baía de vitória – es, brasil"* apresenta uma introdução geral sobre a valoração dos serviços ecossistêmicos estuarinos avaliação econômica dos ecosserviço de regulação estuarina. O capítulo 4

objetivou quantificar o valor ambiental do serviço de remoção de séston orgânico por *C. rhizophorae*, a partir da conversão de concentração de clorofila-a em nitrogênio determinado a partir da análise da capacidade de filtração, decorrente dos capítulos antecedentes.

A produção científica do doutoramento visa à submissão de três artigos para publicação em periódicos científicos com padrão Qualis B1 ou superior conforme classificação da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) no grupo de Ciências Ambientais:

- Artigo 1: Removal of seston by *crassostrea rhizophorae* in the north section of the vitoria bay estuarine system, brazil.
- Artigo 2: Spatial distribution of *Crassostrea rhizophorae* in the Vitória Bay mangrove, Brazil.
- Artigo 3: Valuing the estuarine regulating ecosystem service by mangrove oyster, *Crassostrea rhizophorae* in the Vitória Bay, Brazil.

1.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barbier, E. B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*. 22:177–229.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*. 81:169–193.
- Barbier, E. B. (2013). Valuing Ecosystem Services for Coastal Wetland Protection and Restoration: Progress and Challenges. *Resources*. 2:213-230.
- Beck, M. W; et al. (2011). Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. *Bioscience*. 61: 107–116.
- Bricker, S. B.; Longstaff, B.; Dennison, W.; Jones, A.; Boicourt, K.; Wicks, C.; Woerner, J. (2008). Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae*. 8 (1):21– 32.
- Buzzelli, C., Parker, M., Geiger, S., Wan, Y., Doering, P., Haurert, D. (2013). Predicting System-Scale Impacts of Oyster Clearance on Phytoplankton Productivity in a Small Subtropical Estuary. *Environ Model Assess*.18:185–198.
- Caffrey J. M., Hollibaugh, J. T., Mortazavi, B. (2016). Living oysters and their shells as sites of nitrification and denitrification. *Marine Pollution Bulletin*. 112:86–90.

Carmo, T. M. S.; Brito-Abaurre, M. G.; Senna-Melo, R. M.; Zanotti-Xavier, S.; Costa, M. B.; Horta, M. M. M. (1995). Os manguezais da baía norte de Vitória, Espírito Santo: um ecossistema ameaçado. *Revista brasileira de Biologia*. v. 55, n. 4, p. 801-808.

Chicharo, L.; Müller, F.; Fohrer, N. (2015). *Ecosystem services and river basin Ecohydrology*. Springer. 354p.

Christo, S. W. 2006. Biologia reprodutiva e ecologia de ostras do gênero *Crassostrea* Sacco, 1897 na baía de Guaratuba (Paraná – Brasil): um subsídio ao cultivo. Curitiba, 146 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas- Zoologia), Universidade Federal do Paraná.

Elliot, M.; McLusky, D. S. (2002). The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(6): p.815-827.

Hanazaki, N.; Castro, F.; Liveira, V.G.; Peroni, N. (2007). Between the sea and the land: the livelihood of estuarine people in southeastern Brazil. *Ambiente e Sociedade*. 10(1): p.121-136.

McLusky, D.S.; Elliot, M. (2004) *The estuarine ecosystem: ecology, threats and management*. Oxford, Oxford University Press.

Erler, D. V., David, T. W., Bennet, W. W., Meziane, T., Hubas, C., Nizzoli, D., Ferguson, A. J. P. (2017). The impact of suspended oyster farming on nitrogen cycling and nitrous oxide production in a sub-tropical Australian estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 192:117-127.

FAO (2016). The state of world fisheries and aquaculture (www.fao.org, acesso em outubro de 2016).

Kellogg, M. L., Smyth, A. R., Luckenbach, M. W., Carmichael, R. H., Brown, B. L., Cornwell, J. C., Piehler, M. F. D., Owens, M. S., Dalrymple, D. J., Higgins, C. B. (2014). Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 151:156-168.

Marques, M., da Costa, M.F., Mayorga, M.I., Pinheiro, P.R. 2004. Water environments: anthropogenic pressures and ecosystem changes in the Atlantic drainage basins of Brazil. *Ambio*. 33(1-2), 68-77.

Mendonça, J. T., Machado, I. C. (2010). Mangrove oyster (*Crassostrea* spp.) (Sacco, 1897) extractivism in Cananéia estuary (São Paulo, Brazil) from 1999 to 2006: capture and management evaluation. *Brazilian Journal Biology*. 70 (1):65-73.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. *Island Press*, Washington DC. 155p.

Oliveira, K. F., de Azevedo, R. V., Pereira, M. C., dos Santos, M. J. M., Carvalho, J. S. O., Braga, L. G. T. (2014). Use of the oyster *Crassostrea rhizophorae* as a biological filter for effluent treatment to shrimp farm. *Semina: Ciências Agrárias*. Londrina, 35(4):2789-2798.

Rosa, M., Ward, E., Frink, A., Shumway, S. E. (2017). Effects of surface properties on particle capture by two species of suspension-feeding bivalve molluscs. *American Malacological Bulletin*. 35(2):181-188.

- Rose, J. M., Bricker, S. B., Tedesco, M. A., Wikfors, G. H. (2014). A role for shellfish aquaculture in coastal nitrogen management. *Environmental Science Technology*. 48:2519–2525.
- Spalding, M. D., Kainuma, M., Collins, L. (2010). *World Atlas of Mangroves*. Earthscan.
- Wikfors, G. H. (2005). A review and new analysis of trophic interactions between *Prorocentrum minimum* and clams, scallops, and oysters. *Harmful Algae*. 4:585–592.
- Wilberg MJ, Livings ME, Barkman JS, Morris BT, Robinson JM (2011) Overfishing, habitat loss, and potential extirpation of oysters in upper Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*. 436:131–144.
- Zalewski, M., G. A. Janauer and G. Jolankai. (1997). *Ecohydrology: A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resource*. International Hydrological Programme, UNESCO, Paris. 58 p.
- Zamprogno, G. C.; Tognella, M. M. P.; Quaresma, V. S.; Costa, M. B.; Pascoalini, S. S.; Couto, G. F. (2016). The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. *Brazilian Journal of oceanography*. 64 (2):157-172.
- Zu Ermgassen, P. S. E., Spalding, M. D., Blake, B., Coen, L. D., Dumbauld, B., Geiger, S. (2012) Historical ecology with real numbers: past and present extent and biomass of an imperiled estuarine habitat. *Proceedings of the Royal Society*. 279:3393–3400.

CAPÍTULO 2 - Distribuição do séston na Seção Norte Do Sistema Estuarino da Baía de Vitória – ES

Resumo

O conhecimento da distribuição de séston no sistema estuarino é fundamental para o entendimento da estrutura e funcionamento de ecossistemas estuarinos. A variabilidade hidrológica e hidroquímica do séston no sistema estuarino, condicionadas pelas forçantes maré e vazão fluvial, regula a capacidade de autodepuração e de funções ecológicas desses corpos d'água. O volume da Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SNSEBV é de $2,5 \times 10^7$ m³ e o tempo de residência médio é de 37 dias. O aumento e a diminuição de séston na SNSEBV foram associados aos períodos de maior e menor velocidade das correntes, principalmente durante a maré vazante e no período de estiagem, onde há menor influência de vazão fluvial no transporte desse material para o estuário. Apesar do rio Santa Maria da Vitória, ser o maior contribuinte de água doce para a SNSEBV e apresentar vazão regulada por represamentos para produção hidrelétrica, o que condiciona baixas concentrações de material particulado em suspensão na coluna d'água para a SNSEBV.

Palavras-chave: Sistema estuarino, hidrologia, hidroquímica, séston.

Abstract

The knowledge about distribution of seston in the estuarine system is fundamental to hydrological and hydrochemical estuarine analysis. The hydrological and hydrochemical variability of the surficial runoff of seston in the estuarine system, conditioned by forcing like tidal and river flow, defines the capacity of self-regulating and ecological functions of these bodies of water. The volume of the Northern Section of the estuary system of the Vitória Bay-NSESVB is 2.5×10^7 m³. The mean residence time of the SNSEBV is 37 days. The northern portion of the Victoria Bay estuary system - SNSEBV is a shallow tropical and microtide estuarine complex. The increase and decrease of seston in the SNSEBV are associated from periods of higher and lower velocity of the currents, mainly during the ebb tide and during the dry season, where there is less fluvial influence in the transport of this material to the system. Although the estuarine system presents controlled flow, which conditions low concentrations of suspended particulate material in the water column.

Key words: Estuarine system, hydrology, hydrochemistry, seston.

2.1 INTRODUÇÃO

Séston é todo material particulado em suspensão (MPS) na coluna d'água, de diâmetros que variam de 0,45 a 0,63 μm . O séston é constituído por partículas orgânicas compostas por fitoplâncton, zooplâncton, bacterioplâncton e detritos orgânicos, e partículas inorgânicas, detritos inorgânicos e minerais (Parsons et al., 1977; Bayne, 2017).

A concentração do séston no ecossistema estuarino tem grande importância ecológica, devido a capacidade transportar nutrientes e poluentes adsorvidos, podendo interferir principalmente na penetração da luz no ambiente e turbidez da água e nas características hidroquímicas e produtividade primária estuarina. Além disso, aspectos quantitativos e qualitativos do séston, altamente variáveis nos estuários, são determinantes importantes dos recursos alimentares dos bivalves estuarinos (Beninger et al, 2008; Fegley et al, 1992; Safi et al, 2007; Ward et al, 2009).

A distribuição do séston no sistema estuarino é condicionada pela hidrodinâmica estuarina, através da intensidade das correntes fluvial e marinha, bem como os processos de advecção e ressuspensão das partículas sedimentares, e por características físico-químicas das partículas em suspensão. Quando o séston está presente em excesso na coluna d' água, pode causar diversos impactos biológicos (e.g. diminuição das taxas de biofiltração) e geoquímicos no estuário (e.g. alteração no ciclo biogeoquímicos) (Wang et al, 2009).

O estuário representa a principal conexão entre a drenagem fluvial continental e o oceano adjacente (Hobbie, 2000). Pode ser encontrado em qualquer condição climática, sendo mais desenvolvido em planícies costeiras de latitudes médias (Kjerfve, 1989). Em regiões temperadas, os estuários são associados a marismas (Elliot e McLusky, 2002). Já em regiões tropicais associam-se aos manguezais (Rodriguez, 1975; Robertson e Alongi, 1992).

Os estuários são sistemas de sedimentação costeira, derivados do afogamento da linha de costa (Bianchi, 2007), como resultado de processos erosivos e deposicionais ocorrido no período geológico Holoceno do Quaternário, durante eventos de oscilação do nível do mar (Cowell *et al.*, 1997; Silva et al., 2004). Estão sujeitos às alterações morfodinâmicas decorrentes de processos geomorfológicos, associados a processos físico-químicos, meteorológicos e

oceanográficos, como por exemplo, os movimentos tectônicos e geofísicos, oscilação do nível do mar, e dinâmica erosiva e deposicional causada por ondas, correntes, marés, ação eólica, fluvial e glacial (Perillo, 1995, 1996).

Os estuários são frequentemente considerados como sistemas naturais de depósitos e descarga residuais para o oceano (French, 1997). Por se situarem na seção final do trecho fluvial, são receptores de considerável aporte continental de água doce e de materiais dissolvidos e particulados. Através do fluxo fluvial os estuários exportam constituintes biogeoquímicos, inclusive podem atuar como detentores biogeoquímicos. Portanto, atuam como principal rota de escoamento de nutrientes e poluentes (Constanza et al., 1993; Wolanski, 2007).

O transporte de substâncias dissolvidas e particuladas está associado aos fluxos hidrológicos das bacias hidrográficas e pelas correntes longitudinais à linha de costa (Allanson e Baird, 2008), sendo armazenada nos estuários. Os contaminantes podem se acumular no fundo estuarino, permanecer suspensos em solução, ou bio-acumulados nos organismos, e por processos físicos, atingir águas costeiras adjacentes (Bianchi, 2007).

Ecologicamente, estuários são habitats produtivos, apesar da baixa variedade de espécie, decorrente da constante variação das variáveis ambientais como a salinidade (Wolanski, 2007). Isto porque poucas espécies são capazes de tolerar as variações de salinidade típicas de estuários (Bianchi, 2007). Como resultado da mistura intermitente de água doce e marinha, a salinidade torna-se a variável de grande e/ou maior variação (Savenije, 2005). Assim a salinidade atua como um fator condicionante no perfil hidrodinâmico e, conseqüentemente, na distribuição de espécies e processos biogeoquímicos e ecológicos (Kennish, 2004; Allanson e Baird, 2008).

Os estuários desempenham importante função na manutenção da produção primária e pesqueira para regiões costeiras (Stoms et al., 2005; Wolanski, 2007). Ao constituir habitats de espécies de grande importância comercial, proporcionando diversos tipos de bens e serviços, esses ecossistemas são economicamente atraentes (Crossland et al., 2005). De modo que, a integridade do ecossistema é vital para qualidade socioeconômica e ambiental. Assim como os outros ecossistemas costeiros, os estuários estão sujeitos às mudanças ao longo da evolução por processos naturais e interferência humana

(Elliot e McLusky, 2002). Os estuários são usados pelo homem por diversas atividades causadoras de impactos positivos e negativos (e.g. atividades de pesca, assoreamento e dragagem, represamento, dentre outros), responsáveis pela degradação desses sistemas (McLusky e Elliot, 2004; Crossland et al., 2005).

A circulação estuarina, influenciada pela mistura e estratificação vertical das massas d'água (Miranda, 2002), condiciona o fluxo de materiais, tais como partículas em suspensão e nutrientes dissolvidos, entre o estuário e os sistemas inundáveis adjacentes (Wolanski e Elliot, 2015).

Existem diferentes critérios de classificação para estuário, que são adotados com base no conhecimento das características ambientais de cada sistema estuarino. Pesquisadores e gestores ambientais fazem uso da classificação para investigar e gerenciar as propriedades e os recursos estuarinos. Mediante isso, são descritas algumas das classificações tradicionais para delimitação das zonas estuarinas (Tabela 1).

Tabela 1: Classificação de estuário, com base na variação da salinidade.

AUTOR	CRITÉRIO	CLASSIFICAÇÃO
"Venice System" (1958)	Zonação horizontal da salinidade	Zona: limnética (< 0,5), oligohalina (0,5 a 5), mesohalina (5 a 18) polihalina (18 a 30), euhalina (> 30) e hiperhalina (> 40).
Stommel (1953)	Padrão de circulação e distribuição vertical da salinidade	Estuário verticalmente homogêneo; moderadamente estratificado; fortemente estratificado; cunha salina.
Pritchard (1963)	Padrão de circulação e distribuição vertical da salinidade	Altamente estratificado (cunha salina); parcialmente misturado com estratificação moderada; verticalmente homogêneo, com e sem gradiente longitudinal de salinidade.
Dionne (1963)	Zonas de salinidade	Estuário inferior ou marinho; estuário intermediário; e estuário superior ou fluvial.
Hansen e Rattray (1966)	Estratificação da salinidade e padrão de circulação (razão entre taxa de descarga do rio pela descarga da seção do estuário)	Tipo 1: com fluxo para o oceano em todas as profundidades, transferência de sal para o interior do estuário ocorre por difusão; Tipo 2: fluxo resultante inverte em profundidade e transferência de sal à montante por advecção e difusão; Tipo 3: processos advectivos, onde o gradiente de salinidade e a circulação não se estendem até o fundo (ex.: <i>fjordes</i>).
Dyer (1997)	Hidrodinâmica e intrusão salina	Estuário bem misturado; estuário parcialmente estratificado; estuário altamente estratificado.

Os estuários podem ser classificados, subdividindo-o em três zonas: zona fluvial (apesar da ausência de salinidade marinha está sujeita à subida e descida do nível do mar); zona de mistura (influenciado pelas fases da maré), caracterizada pela mistura da massa d'água e por fortes gradientes de propriedades físicas, químicas e biológicas; e zona de turbidez, entre a zona de mistura e o limite da pluma fluvial durante o auge da maré baixa (Fairbridge, 1980; Kramer, 1994; Ferreira, et al., 2005).

O Sistema de Veneza, criado durante o Simpósio Internacional de Águas Salobras (International Symposium for the Classification of Brackish Waters), que ocorreu na cidade de Veneza, em abril de 1958, consiste em 12 faixas de salinidade, considerando as zonas mixohalinas, como critérios para delimitar estuários em zonas halinas. Trata-se de sistema de classificação recomendado para aplicação universal de águas marinhas e salobras (Venice System, 1958; Kramer et al., 1994). No Sistema de Veneza, as classes de salinidade podem ser simplificadas em categorias de 6 faixas de salinidade (Tabela 2).

Tabela 2: Classes de salinidade da água de acordo com o Sistema de Veneza simplificado (Venice System, 1958; KRAMER, 1994).

CLASSIFICAÇÃO	SALINIDADE
Água doce	0 - 0,5
Água Oligohalina	0,5 - 5
Água Mesohalina	5 - 18
Água Polihalina	18 - 30
Água Euhalina	30 - 40
Água Hiperhalina	> 40

As zonas de salinidade são sujeitas às mudanças em suas características em relação a diferenças de magnitude e frequência causadas, geralmente, por fatores climáticos e meteorológicos (e.g. variações sazonais das vazões fluviais das estações secas e chuvosas, eventos ocasionais e interanuais, como El Niño e La Niña), bem como por fatores meteo-oceanográficos (e.g. marés gravitacionais e meteorológicas) (Kramer, 1994; Dyer, 1997). Devido à circulação vertical da coluna d'água produzida por ação de ventos, correntes, ondas, marés e diferença das propriedades físico-químicas da água do rio e do

mar, pela intrusão da cunha salina, pode, em algumas condições, haver estratificação e/ou mistura das massas d'água (Alber, 2002). Com isso, o estuário pode ser classificado como: estuário estratificado (cunha salina), parcialmente estratificado e totalmente misturado. Ressalva-se que um mesmo estuário pode também apresentar mais de uma estratificação simultaneamente, como por exemplo, um estuário bem misturado pode se tornar parcialmente estratificado ou de cunha salina. Isso sendo uma consequência da vazão fluvial em período de maior pluviosidade (Miranda, 2002).

Em estuários tropicais, onde a temperatura normalmente varia muito pouco, a salinidade pode ser considerada como principal fator na determinação da estratificação do estuário (Allanson e Baird, 2008). No entanto, eventos meteorológicos (e.g. ventos, marés, secas, tempestades) podem homogeneizar as camadas da coluna d'água, formadas por diferenças de salinidade, ao misturar completamente as massas de água (Orlando et al., 1991; Olsen et al., 2007).

Descargas fluviais e aportes marinhos são componentes hidrológicas indutores dos processos biofísicos estuarinos (i.e.: alimentação, crescimento, distribuição geográfica, reprodução) (Bortone, 2004; Bianchi, 2007). Baixa vazão, reduz aporte de séston para os estuário. Por outro lado aumenta do tempo de residência estuarino das partículas. O tempo em que a massa d'água chega ao estuário através da descarga pluvial e escoamento superficial, permanece no sistema, influencia diretamente na ciclagem biogeoquímica, sendo, essencial para determinar a magnitude dos ecosserviços estuarinos (Wolanski et al., 2013). Com isso há uma relação direta do ambiente físico e químico com os moluscos bivalves, enquanto reguladores estuarinos.

O tempo de residência (TR) é o tempo teórico para que determinado volume de água de uma bacia seja substituído pela água externa ao sistema. A troca de água estuarina é condicionada por componentes hidrodinâmicas, tais como as correntes costeiras, marés, escoamento superficial e subterrâneo de água doce e marinha, que seguem um regime sazonal (DAME e PRINS, 1998).

O TR ao regular a importação e exportação de nutrientes a influencia diretamente na biomassa fitoplanctônica e, conseqüentemente, na produtividade primária estuarina (DAME e PRINS, 1998).

Cloern (1982) avaliou o efeito da biofiltração de moluscos bivalves estuarinos na parte sul da Baía de São Francisco (EUA) sobre produtividade primária. A partir de então, começou-se a analisar a influência do TR sobre a biomassa fitoplanctônica e taxa de filtração de bivalves. Sundo Cloern (1982), devido a grande abundância de bivalves filtradores, suficientemente capaz de filtrar diariamente volumes significativos de água estuarina, foi considerado um dos principais mecanismos responsáveis pelo controle da biomassa do fitoplâncton no sistema estuarino.

Pomeroy et al. (2006) também afirmaram que a estratificação térmica vertical sazonal da coluna d'água e a baixa circulação lateral de água restrita na Baía de Chesapeake (EUA), limitam o fitoplâncton no sistema estuarino e interferem na filtração de bivalves.

O ambiente físico-químico estuarino influencia na ecofisiologia de bivalves filtradores (Shumway, 1996; Gosling, 2015). Diversas atividades antrópicas, tal como agricultura, promovem elevados aportes de nutrientes (e.g., nitrogênio e fósforo) e materiais particulados em suspensão (MPS) para os ecossistemas aquáticos. O excesso de nutrientes e MPS reduz a penetração de luz solar na coluna d'água, aumentando a turbidez, o que diminui o oxigênio dissolvido devido a redução da fotossíntese fitoplanctônica. Por outro lado, em uma interação positiva, os bivalves estuarinos filtradores (e.g. ostras) influenciam na qualidade do sistema, através da biofiltração do MPS, ingerindo fração orgânica e transferindo parte inorgânica como biodepósitos para o sedimento (Newell et al., 2007; Ulanowicz e Tuttle, 1992). Ao filtrar partículas orgânicas em suspensão na coluna d'água, as ostras promovem uma maior transferência de energia entre os níveis tróficos, influenciando na ciclagem de nutrientes (Baird et al., 2004). As ostras também contribuem com a redução da carga de nitrogênio antropogênico em estuários (Piehler e Smyth, 2011). As principais variáveis hidroquímicas que influenciam na filtração de ostras em estuários tropicais são salinidade e material particulado total em suspensão na coluna d'água. Os limites de tolerância da biofiltração de ostras é apresentado na tabela 3.

Tabela 3: Limites médios de tolerância da biofiltração de ostras em estuários.

Parâmetros	ótimo	mínimo	máximo	Espécie	referência
Salinidade (psu)	~ 25	≤ 8	≥ 40	<i>C. rhizophorae</i>	(Nascimento, 1991).
MPT (mg.L ⁻¹)	~ 25	≤ 8	≥ 120	<i>C. virginica</i>	(Bayne, 2017)

Diversos estudos sugerem que os efeitos da concentração de nutrientes sobre a produção fitoplanctônica são mais pronunciados na ausência de filtradores bentônicos (Pomeroy et al., 2006; Buzzelli et al., 2013). Deste modo, a produtividade fitoplanctônica e taxa de filtração por bivalves depende não só da disponibilidade, mas também do tempo de residência dos nutrientes no sistema estuarino (Zu Ermgassen et al., 2013).

Estudos tem mostrado que existe uma co-regulação entre os componentes biológicos e o ecossistema, ou seja, ao regular os processos hidrológicos, como por exemplo a eutrofização, a dinâmica biológica dos sistemas, e consequentemente a qualidade dos recursos estuarinos (e.g., biodiversidade, biofiltração), também podem ser controlados, e vice-versa (Jorgensen 1996; Zalewski, 2002; Fulford et al., 2007; Buzzelli et al., 2013).

Dentre os serviços ecossistêmicos dos estuários, a regulação estuarina por moluscos bivalves filtradores, que ocorre através da remoção séston da coluna d'água é um dos processos ecológicos da ciclagem de nutrientes no sistema estuarino, que controla a eutrofização (Dame, 1993, 1996; Wolanski, 2004; Pollack et al., 2013; Kellogg et al., 2014).

A eutrofização estuarina, causada principalmente pela acentuada descarga de nutrientes das bacias de drenagem, é um dos problemas que mais afeta a qualidade hídrica e, consequentemente o funcionamento ecológico do sistema estuarino (Kemp, et al., 2005; Lotze et al., 2006; Andersen e Conley, 2009; Barbier, et al., 2011; Nelson, et al., 2013).

No Brasil, diversas cidades adjacentes aos estuários enfrentam problemas relacionados à poluição hídrica. A saúde do ecossistema estuarino, bem como o bem-estar humano são afetados por uma variedade de impactos que ocorrem no gradiente fluvio-estuarino. E na seção norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SNSEBV este cenário não é diferente. A SNSEBV é um sistema de

importância regional, sendo associado à Baía de Vitória, a qual conta com um complexo portuário sob intensa urbanização, além de dragagens e aterros. A bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória - RSMV (1.563 km²) (Teubner Jr, 2016), além do aporte de esgotos domésticos, possui três principais barragens para fins de produção hidrelétrica e água, que fragmentam o fluxo fluvial.

2.2 OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Analisar a influência de condições hidrológicas fluvio-estuarina sobre a distribuição de séston na Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SNSEBV.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar o volume da SNSEBV por meio de levantamento batimétrico;
- Estimar a vazão fluvial quanto ao aporte de água doce do rio Santa Maria da Vitória - RSMV para a SNSEBV;
- Analisar a variação espacial e temporal de séston e variáveis ambientais complementares (i.e.: salinidade e clorofila-a) na SNSEBV;
- Relacionar os regimes de vazão fluvial do RSMV e amplitudes de marés com a distribuição de séston na SNSEBV.

2.3 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SNSEBV (Figura 2), abrange uma área de 10km², localizada na costa centro-sul do estado do Espírito Santo, entre as coordenadas 20°15' S e 40°19' O e 20°20' S e 40°21' O. O SEBV, tem uma área total de 42,9 km² (Teubner JR., 2016), que abrange os limites territoriais dos municípios de Cariacica, Serra, Vila Velha e Vitória na Grande Vitória. A BV é parte de um complexo sistema estuarino tropical que é composto pelo Canal da Passagem e estuário do rio SMV.

A SNSEBV tem comunicação com o mar por via de dois canais: o Canal da Passagem e o Canal do Porto, que representam a porção leste e sul da Baía de Vitória, respectivamente. A SNSEBV estende-se da foz do braço norte do rio SMV até o limite inferior dos dois canais, onde limitam-se com a Baía do Espírito Santo (Figura 2). A rede de drenagem da SNSEBV é composta por dez bacias hidrográficas tributárias (Figura 3), abrangendo uma área de 1.925 km² (Teubner Jr., 2016). A SNSEBV é formada pelos estuários dos rios Bubu, rio Santa Maira da Vitória – SMV e Formate-Marinho.

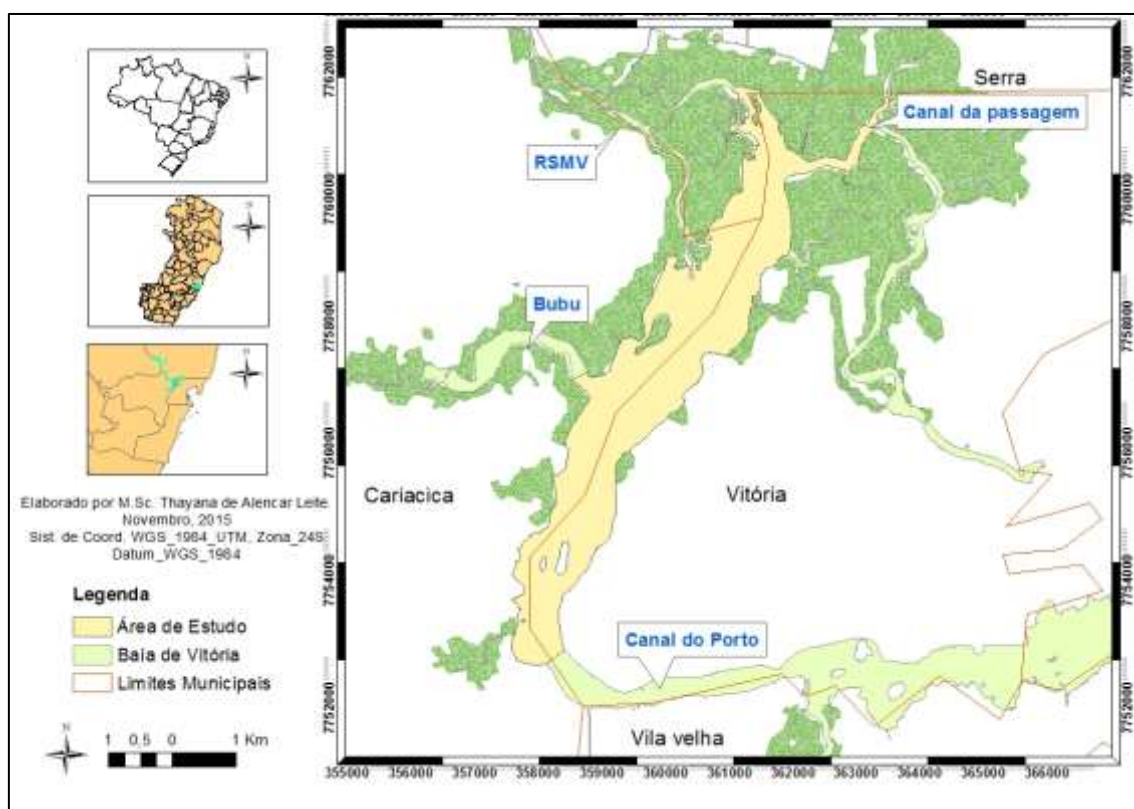


Figura 2: Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SNSEBV.

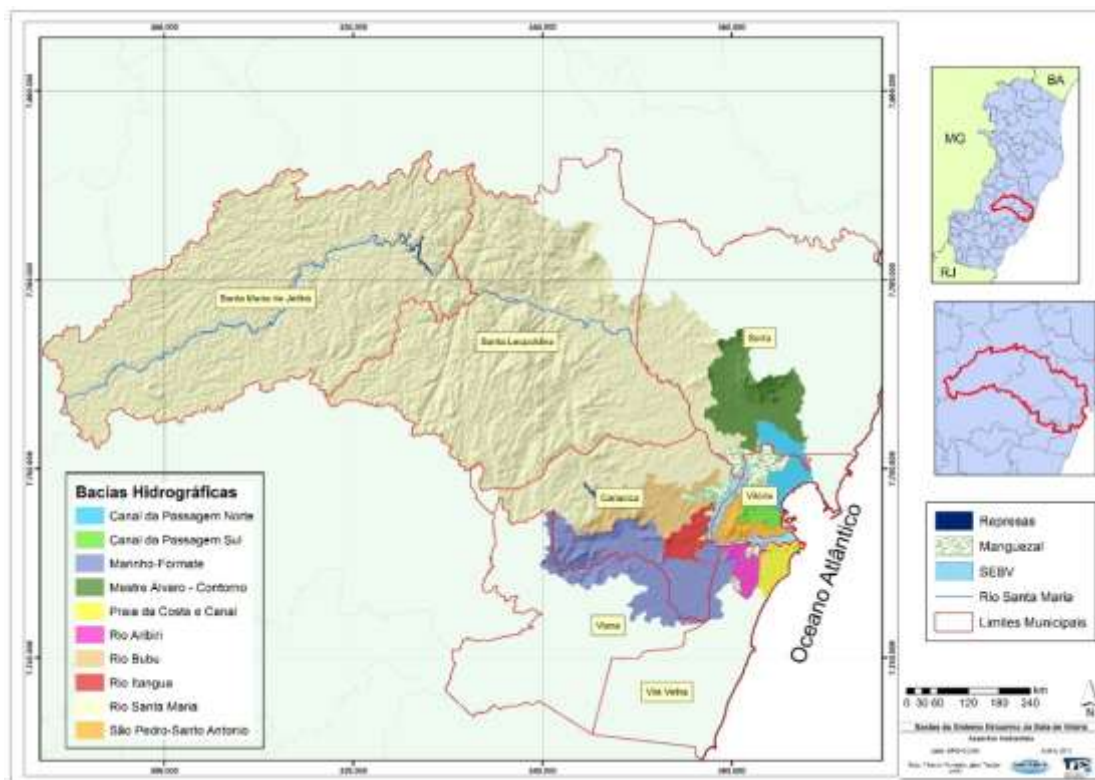


Figura 3: Bacias hidrográficas tributárias do do SEBV. (TEUBNER JR, 2016).

O clima regional é tropical litorâneo do tipo quente e úmido, associado a variações sazonais de temperatura e umidade, caracterizando-se por apresentar inverno seco e verão chuvoso (Caliman et al., 1997; Marchioro, 2012). Os menores índices pluviométricos ocorrem no outono e inverno (abril a setembro) e os maiores no período de primavera e verão (outubro a março). As chuvas são mais frequentes no verão, devido à instabilidade do Sistema Tropical do Atlântico (Albino et al., 2005). No entanto, a Baía de Vitória apresenta alguns períodos de estiagem entre os meses de janeiro e fevereiro (Martin et al., 1996), como pode ser observado na distribuição média mensal da pluviosidade na região da SNSEBV, a partir da série histórica de dados da estação pluviométrica de Vitória disponível no Sistema de Informações Hidrológicas - HIDROWEB da Agência Nacional das Águas ANA (Figura 4). A pluviosidade média total anual é de 1.300 mm, com umidade média relativa em torno de 80%, com maior ocorrência de chuvas intensas e de curta duração características do verão típico da região, tal como é reportado por Moura (2007), Marchioro (2012) e Teubner Jr (2016). Os períodos chuvoso e seco foram definidos através de análise temporal de série histórica de dados de

pluviosidade (Estação Vitória - 02040035), onde: período chuvoso ($> 100 \text{ mm.mês}^{-1}$) corresponde aos meses de outubro a abril, e período seco ($< 50 \text{ mm.mês}^{-1}$) corresponde de julho a setembro, período de transição ($50 - 100 \text{ mm.mês}^{-1}$) ocorre entre meses de junho e agosto.

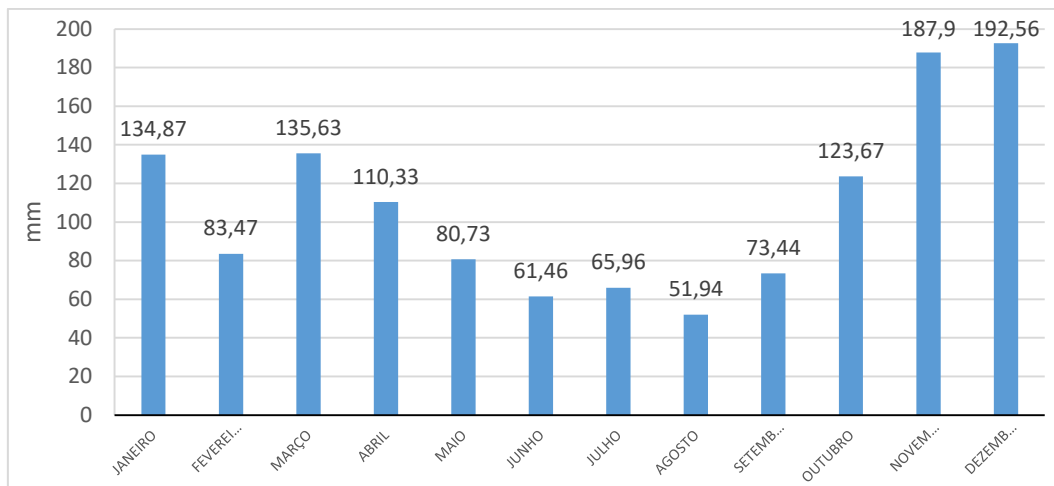


Figura 4: Pluviosidade média mensal (mm) na SNSEBV para período de 1950 a 2016, Estação Vitória, código 02040035 (Teubner Jr, 2016).

A temperatura média anual na SNSEBV varia entre 22 e 24 °C, com mínimas de 15°C durante os eventos de frentes frias e máximas de 30°C (Feitoza, 1997, 2000). Os ventos mais frequentes são provenientes dos quadrantes dos quadrantes de Nordeste (NE) e Leste (L), associados aos ventos alísios, decorrentes das altas pressões subtropicais do Atlântico Sul, ocorrendo entre outubro e março (Moura, 2006; Marchioro, 2012). Os ventos de maior intensidade são dos quadrantes Sudeste (SE) e Sudoeste (SO), estão associados às frentes frias na porção costeira do Estado, ocorrendo entre abril e setembro (Albino, 1999, 2001 e 2005; Moura, 2006). O regime de ventos apresenta variabilidade sazonal, com o sistema de alta pressão do Atlântico Sul favorecendo o predomínio de ventos de NE no verão, mas por estar associado aos ventos alísios o vento NE ocorre quase todo ano. No inverno, período que se estende de julho a setembro, há um aumento na incidência de ventos de SO, associados às frentes frias, comuns nesta época do ano (Marchioro, 2012; Nascimento et al., 2013).

Morfometria da SNSEBV

Segundo Rigo (2004), a largura do canal varia entre 160 m próximo ao Porto de Vitória até 1.600 m na porção mais a norte próximo da Ilha das Caieiras. A SNSEBV é margeada por três unidades geomorfológicas distintas, que constituem a zona costeira centro-norte do Espírito Santo, que são: tabuleiros terciários da Formação Barreiras, os afloramentos e promontórios cristalinos pré-cambrianos, além de planícies flúvio-marinhas quaternárias desenvolvidas sobre depósitos compostos por lama ricos em matéria orgânica (MARTIN et al., 1996¹, 1996²). A geomorfologia está associada às oscilações do nível do mar e disponibilidade de sedimentos fluviais (Martin et al., 1996¹, 1996²; Albino et al., 2001). Segundo Veronez Jr et al. (2009), dentre os possíveis fatores responsáveis pela Compartimentação de fácies sedimentares ao longo da SNSEBV destacam-se o aumento na intensidade das correntes em função da batimetria e presença de sedimentos biogênicos.

De acordo com Veronez Jr et al (2009), existe uma estrutura deltaica no setor norte da SNSEBV, causada pelo aumento elevado na seção de escoamento e conseqüentemente maior deposição de sedimentos fluviais de composição granulométrica mais grossa (e.g., areia e biodetritos como fragmentos de conchas e carapaças de organismos).

Hidrologia da SNSEBV

A hidrologia da SNSEBV é condicionada pelas forçantes marés e descarga fluvial, que influenciam diretamente na variação espacial e temporal dos constituintes hidroquímicos e biológicos da SNSEBV.

A bacia do RSMV contribui com o maior aporte de água doce para a SNSEBV. A estimativa da vazão média anual das bacias tributárias para o SEBV é de 65,1 m³.s⁻¹ (Teubner Jr, 2016). As vazões médias mensais do RSMV, dados do período de 1950 a 2014 da estação Santa Leopoldina (57130000), variam entre 8,10 e 25,8 m³.s⁻¹ (Teubner Jr, 2016). Segundo Teubner Jr (2016), estima-se que demais bacias de menor porte, bem como bacias tributárias dos rios Formate-Marinho, Bubú, Aribiri, Córrego Piranema e Canal da praia da Costa contribuem com vazão média anual inferior a 1m³.s⁻¹.

Um fator regulador da vazão estuarina pela descarga fluvial do RSMV para o SEBV é a existência de duas barragens no curso intermediário do rio, das usinas hidrelétricas de Rio Bonito (regulação anual) e Cachoeira Suíça (regulação diária), além da barragem de regularização de nível da Companhia de Espírito-Santense de Saneamento (CESAN) no curso inferior do rio (Veronez Jr. et al., 2009; Teubner Jr, 2016).

As marés na SNSEBV são classificadas como micromarés semidiurnas (Chacaltana et al., 2003; Rigo, 2004), com amplitude inferior a 2,0 m (Rigo, 2004), apresentando oscilações médias de 0,13 a 1,46 m em marés de sizígia e de 0,54 a 1,06 m nas marés de quadratura conforme estimativas para o Porto de Vitória. Segundo Barros Filho (2002), o SEBV apresenta extensas planícies de maré, propiciando um sistema estuarino de baixa energia, porém com forte intrusão marinha das correntes de maré. A influência marinha adentra até a porção superior da SNSEBV, na foz norte do RSMV através dos Canais do Porto e da Passagem.

Devido ao comportamento hidrodinâmico diferenciado dos canais de entrada a SNSEBV (i.e.: Canal do Porto e Canal da Passagem), causado por uma convergência barotrópica das frentes de maré na região de confluência, é denominado de "tombo de maré" e descrito inicialmente por Rigo (2004). O "tombo de maré" tem posicionamento dinâmico em função da amplitude de maré promovendo a retenção de água nos manguezais durante os ciclos de marés. Também é associado o incremento das velocidades das correntes de vazante entre extremo norte da SNSEBV e o Canal da Passagem. O processo é dominante principalmente durante as sizíguas e durante elevada descargas fluviais.

Segundo Dalmaschio (2008), existe uma variação sazonal distinta entre os períodos seco, quando há pouca vazão fluvial do RSMV com mínimo transporte de MPS para a SNSEBV, e chuvoso, quando há maior fluxo fluvial-estuarino (em cerca de uma ordem de grandeza da vazão registrada no período seco).

2.4 METODOLOGIA

A área de estudo (Figura 2) foi determinada a fim de atender a área de abrangência da grade amostral dos Projetos de Pesquisa "Avaliação Ambiental

Integrada de Ambientes Estuarinos: Estudo de Caso do Sistema Estuarino da Grande Vitória (Espírito Santo)” (Edital FACITEC de 2009) e “Ecohidrologia e Gestão Integrada de Recursos Hídricos do contínuo flúvio-estuarino do rio Santa Maria da Vitória (ES)”, subprojeto da “Rede de Estudos Hidrodinâmicos e Monitoramento Ambiental de Sistemas Aquáticos (REHMAMSA)”, (FINEP Fundo Setorial de Recursos Hídricos - CT-Hidro 2010), sob a coordenação do Dr. Gilberto Fonseca Barroso (Universidade federal do Espírito Santo - UFES) e o Projeto “Ciência e Educação para a integração de soluções ecohidrológicas para a melhoria da qualidade da água no estuário do rio de Santa Maria da Vitória” (CAPES Edital Pesquisador Visitante Especial N. 179 de 2012) sob coordenação do Dr. Luis Manuel Zambujal Chícharo (Universidade do Algarve - UAlg). As campanhas amostrais foram realizadas nos períodos chuvoso e seco, de 2015 a 2016, contemplando as diferentes variações de marés. O cronograma de amostragem *in situ* foi listado na tabela 1.

Tabela 4: Cronograma de amostragens realizadas na SNSEBV.

Amostragem	Data da Amostragem	Período da Maré
Hidrologia	19/07/2016	Sizígia (1,6m)
hidroquímica	01/09/2015	Sizígia (1,6m)
hidroquímica	09/09/2015	Quadratura (0,9m)
hidroquímica	06/10/2015	Quadratura (0,7m)
hidroquímica	26/10/2015	Sizígia (1,6m)
hidroquímica	21/11/2015	Quadratura (0,8m)
hidroquímica	03/12/2015	Quadratura (0,7m)
hidroquímica	08/12/2015	Sizígia (1,2m)
hidroquímica	19/01/2016	Quadratura (0,7m)
hidroquímica	27/01/2016	Sizígia (1,2m)
hidroquímica	14/02/2016	Quadratura (0,8m)
hidroquímica	22/02/2016	Sizígia (1,5m)
hidroquímica	05/07/2016	Quadratura (0,9m)
hidroquímica	07/03/2016	Sizígia (1,5m)
hidroquímica	21/04/2016	Sizígia (1,4m)

O delineamento metodológico para analisar a distribuição e variabilidade de séston na SNSEBV segue conforme o esquema apresentado na figura 5.



Figura 5: Delineamento metodológico de análise da distribuição de séston na SNSEBV.

2.4.1 Levantamento hidrográfico e indicadores morfométricos

Nesta etapa foi realizada amostragem em campo para estimar o volume da SNSEBV, através de levantamento hidrográfico e modelagem matemática para determinação do tempo de residência na SNSEBV.

Para determinar o volume da SNSEBV foi feito o levantamento hidrográfico em julho de 2016 em transectos espaçados a cada 300 m (Anexos). O levantamento hidrográfico foi realizado com ecobatímetro Echotrac CVM (Mobile Hydrographic System - Teledyne Odom) de 24 a 50 khz (banda curta) e 100 a 340 khz (banda larga) de frequência e um receptor GNSS GTR-G², com correção submétrica, correção de posicionamento em tempo real. Os dados hidrográficos foram coletados no software Hypack 15.0.18, sendo corrigidos por dados de altura da maré foi determinada no para o dia do levantamento hidrográfico com o medidor de nível d'água HOB0 para 30 pés instalado em estação fixa na porção sul da SNSEBV. O modelo batimétrico foi gerado em Sistema de informação Geográfica ESRI ArcGIS 10.1 por interpolação com o método Spline em célula de 1:10.000 m de resolução espacial e sistema de coordenadas UTM e datum GS de 1984. A profundidade média foi determinada pela divisão do volume (m³) pela área (m²) da SNSEBV.

Os indicadores morfométricos da SNSEBV, comprimento e largura máximos e mínimos efetivos, foram determinados como a distância máxima entre dois pontos sem interrupção de ilhas ou pontas de terra, conforme metodologia descrita por Tundisi e Tundisi (2008).

O registro dos dados de vazão estuarina (m³.s⁻¹) foi realizado *in situ*, em 7 perfis (transectos) transversais ao longo do eixo longitudinal do canal da SNSEBV (Figura 6). Os dados de direção e velocidade de corrente foram determinados com sistema ADCP (*Acoustic Doppler Current Profiler*) SonTek River Surveyor M9. Além disso, foram obtidos dados de vazão do RSMV. Os dados de vazão correspondem à estação fluviométrica Santa Leopoldina (Estação 573000), próxima à foz do RSMV. A base de dados utilizada foi o Sistema de Informações Hidrológicas - HIDROWEB da Agencia Nacional das Águas ANA.

As alturas de marés foram obtidas do Terminal Portuário de Vitória, localizado na porção externa da Baía de Vitoria, através do banco de dados da Diretoria

de Hidrografia e Navegação – DHN da Marinha do Brasil, para os anos de 2015 e 2016.

A distribuição espacial do tempo de residência pode ser calculada usando o modelo Lagrangeano com o lançamento de derivadores virtuais no estuário (Wolanski, 2007). O modelo Lagrangeano utilizado foi o Delft3D. O Delft3D é um modelo integrado de simulação hidrodinâmica e do transporte de constituintes conservativos (e.g., salinidade e MPS) e não conservativos (e.g., nutrientes) no meio aquático. O modelo Delft3D foi escolhido por ser uma boa ferramenta da modelagem hidrodinâmica estuarina (Baptistelli, 2008; Lacerda, 2016).

Os modelos foram gerados no Laboratório de Simulação de Escoamento com Superfície Livre (LABESUL) da Universidade Federal do Espírito Santo, com apoio de Rayelle Tassarolo e do Dr. Julio Chacaltana.

O TR foi calculado usando a modelagem a partir do lançamento de derivadores virtuais ao longo da Baía de Vitória, o qual foi realizado por Tassarollo (em desenvolvimento). Para isso, foram lançados 18 derivadores no braço norte (superior) e 18 derivadores no braço sul (inferior) da foz do RSMV, durante a vazante da maré de quadratura (baixar mar). Os derivadores foram lançados a cada 30 minutos, entre 00:00 e 06:00 h, do dia 15 de maio de 2013.

Os dados hidrodinâmicos de entrada do modelo (i.e., vento, vazão, salinidade, temperatura) são correspondentes das datas de 15 de abril à 01 julho de 2013.

2.4.2 Levantamento hidroquímico

2.4.2.1 Amostragem em campo

Para a amostragem dos parâmetros hidroquímicos no SEBV foram realizadas 7 campanhas amostrais de setembro de 2015 até abril de 2016, em intervalos bimensais. As amostragens contemplaram as fases do ciclo hidrológico (i.e., condições de alta e baixa vazão fluvial) e oceanográficas (i.e. fases de maré), sendo realizadas duas amostragens diárias para as marés enchente e vazante e considerando as marés de quadratura e sizígia.

Os dados hidroquímicos foram inicialmente registrados em 13 estações amostrais, dispostas longitudinalmente ao longo do eixo da SNSEBV (estações

amostrais em setembro e outubro de 2015). Entretanto, devido inacessibilidade em algumas estações durante maré baixa, nas campanhas realizadas partir de novembro de 2015, as estações amostrais foram reposicionadas, em quatorze estações amostrais (Figura 6).

A área de estudo foi dividida arbitrariamente em três setores: o setor 1 (4,07 km²) abrange as estações localizadas na seção inferior da SNSEBV, com maior influência do rio Bubú; setor 2 (4,45 km²) engloba as estações localizadas na seção intermediária da SNSEBV; e no setor 3 (1,43 km²) estão as estações localizadas na seção superior da SNSEBV.

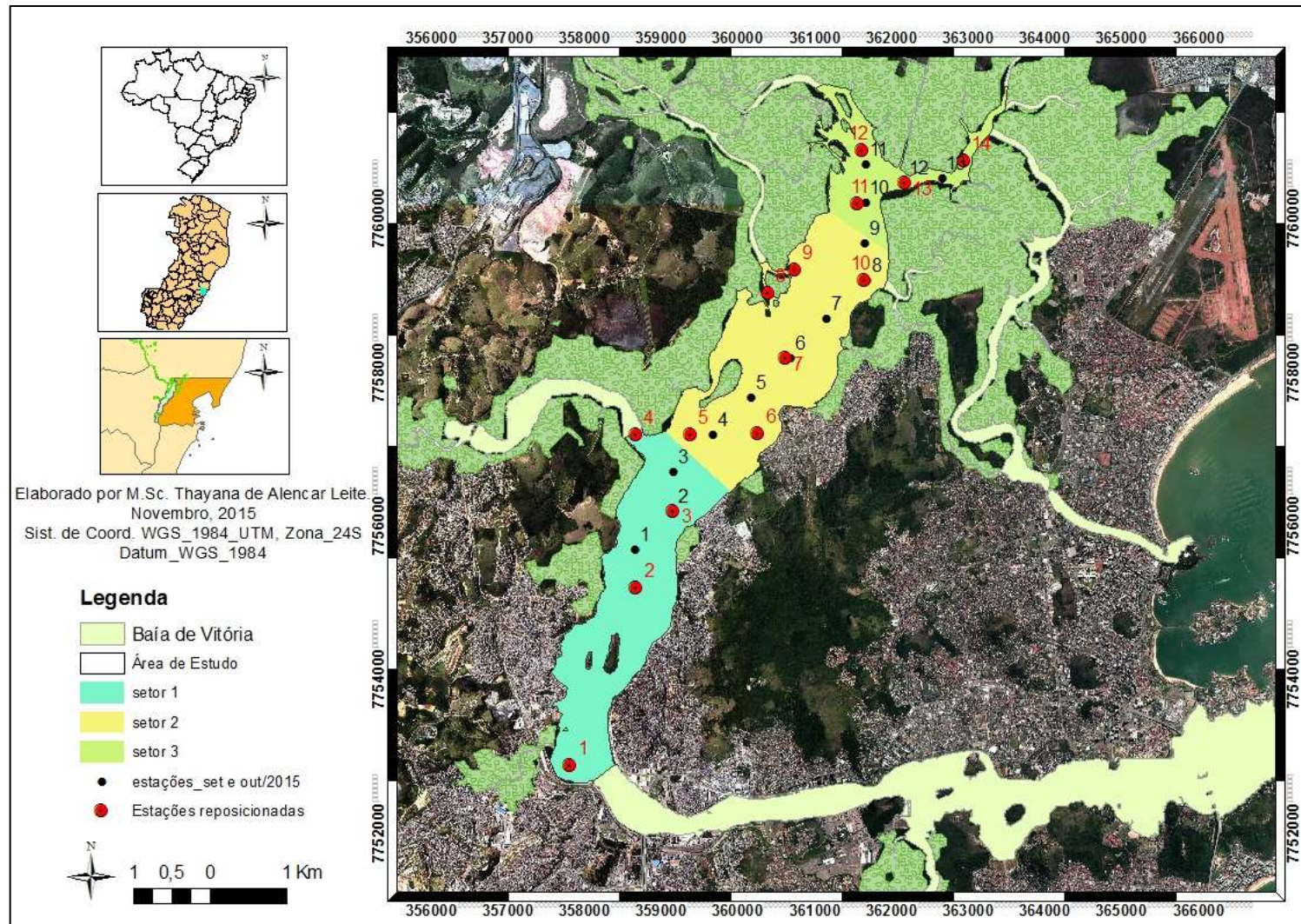


Figura 6: Grade amostral na SNSEBV.

Para verificar a distribuição de séston na SNSEBV foram medidos *in situ* parâmetros hidroquímicos (i.e., oxigênio dissolvido, pH, salinidade, séston, temperatura e turbidez) e hidrobiológicos (i.e., clorofila-a). Em cada estação foram registrados na sub-superfície os parâmetros temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, pH, salinidade e material particulado em suspensão, utilizando a sonda multiparâmetros Horiba U-50; medição vertical da coluna d'água de salinidade com perfilador CTD YSI Castaway; e coleta de água (1,5 L) na sub-superfície da coluna d'água para análise em laboratório de clorofila-a e séston.

2.4.2.2 Análises laboratoriais

- Séston

Para determinação do séston (mg.L^{-1}), material particulado em suspensão (MPS) alíquotas de 300 mL de amostra foram filtradas em membranas de acetato de celulose (com diâmetro de 47 mm e porosidade média de $0,45 \mu\text{m}$). Foi aplicado o método gravimétrico que considerou o volume filtrado e peso das membranas antes e após a filtração. Para pesagem foi utilizada balança analítica de 0,1 mg (APHA, 2005).

Para determinação da fração orgânica do séston (material particulado orgânico – MPO) alíquotas de 1.000 mL de amostras foram filtradas em em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F com diâmetro de 47 mm e porosidade média de $0,7 \mu\text{m}$). Foi aplicado o método gravimétrico que considerou o volume filtrado e peso das membranas antes e após a filtração. Para pesagem foi utilizada balança analítica de 0,1 mg (APHA, 2005).

- Clorofila-a

A análise de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) foi realizada a partir da filtração de 200 mL de amostra em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F com diâmetro de 24 mm e porosidade média de $0,7 \mu\text{m}$) seguida da extração á frio dos pigmentos com acetona 90 % por 24h. O extrato foi analisado por fluorimetria no fluorímetro Turner Designs TD700 conforme Strickland e Parsons (1972 adaptado por Barroso e Littlepage, 1998).

2.4.2.3 Análises estatísticas

Análises estatísticas para avaliar correlação entre variáveis hidrológicas e hidroquímicas foram realizadas no programa Statistica 9.0, seguindo o protocolo análise de dados não-paramétricos, isto é, quando não há distribuição normal dos dados. Para isso, inicialmente aplicou-se teste de normalidade nos dados a serem testados estatisticamente. As múltiplas variáveis (e.g., altura da maré, vazão fluvial do RSMV, salinidade, MPS, clorofila-a, foram correlacionadas, utilizando os testes de correlações de Spearman ($p < 0,05$).

Para avaliar o grau de significância da variação espacial dos parâmetros hidroquímicos e hidrobiológicos na SNSEBV, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis (teste H, $p < 0,05$), ilustrado em gráficos do tipobox plot. Os parâmetros que apresentaram correlações significativas foram correlacionados com o teste Mann-Whitney (teste U, $p < 0,05$), para avaliar a significância da correlação entre duas variáveis independentes. Este teste também foi usado para analisar as variações dos parâmetros entre vazante e enchente, entre marés de quadratura e sizígia, e ainda sazonalmente.

A influência hidrológica sobre variação espacial-temporal dos parâmetros hidroquímicos no SEBV está sendo avaliada através de análise estatística multivariada, aplicando Análise de Componentes Principais - ACP no *software* MVSP (MultiVariate Statistical Package for Windows) (Kovach, 2005).

A ACP é estabelecida a partir de uma matriz vetorial de covariâncias ou de correlações entre as medidas, isto é, número de variáveis distribuídas em eixos fatoriais perpendiculares, correlacionando-se uns com os outros, a fim de expor a variação percentual, conforme a regra de Jolliffe (1986). Para isso, é empregada uma matriz com as seguintes variáveis correlacionadas: vazão fluvial ($m^3 \cdot s^{-1}$), altura da maré (m) e parâmetros hidroquímicos.

Os valores foram logaritmizados. Também foi feito um ordenamento dos dados, calculando os eixos fatoriais (destacando os eixos 1 e 2), com comprimento decrescente em razão da contribuição à variância total dos dados.

2.4.2.4 Análise espacial dos parâmetros hidroquímicos

A análise espacial dos dados pontuais dos parâmetros hidroquímicos foi feita através interpolação de dados pontuais com a geração de mapas no sistema de informações geográficas. Para isso, foram elaborados modelos de distribuição horizontal de salinidade, séston (MPS e MPO) e clorofila-a.

Os modelos de distribuição horizontal foram elaborados no software ESRI ArcGIS 10.1 com o módulo Spatial Analyst Tools. Para gerar os modelos de superfície foram feitas interpolações dos dados pontuais superficiais de salinidade utilizando o interpolador Spline tipo regularizado. O método Spline tem função de suavizar superfície, estima valores desconhecidos para cada célula do *grid*, fixando uma superfície de curvatura mínima aos dados de cada uma das estações amostrais, que são interpolados (ESRI, 2016). Por isso, é uma ferramenta bem ajustada para ambientes aquáticos como estuários, sendo considerada adequada para a presente área de estudo.

O peso utilizado na interpolação foi 0,1, pois com a opção regularizada, os valores de entrada para esse parâmetro têm de ser iguais ou superiores a zero para produzir superfícies mais suaves. Devido ao total de estações amostrais, 14 estações equidistantes de 1.000 metros, a interpolação foi selecionada entre 3 pontos circunvizinhos, este valor foi o que mais se aproximou da realidade.

Os mapas são representados em formato matricial raster, georreferenciados em sistema de coordenada UTM (Universal Transverse Mercator Grid System), datum WGS (World Geodetic System) de 1984 no quadrante 24S, com resolução espacial de 27,7 m. A delimitação do SNSEBV para interpolação dos dados foi feita com uso de máscara da porção terrestre. A palheta de coloração dos modelos foi graduada, atribuindo a cor azul- para valores mínimos e vermelha para valores máximos.

Os modelos de distribuição vertical da salinidade foram elaborados a partir de interpolações dos perfis verticais de salinidade, com o interpolador *Kriging*, no software Surfer 9.0 Golden. A krigagem foi escolhida por apresentar alguns aspectos positivos (e.g. estimar valores em locais não amostrados de forma não tendenciosa e com pouca variância, determinar o comportamento da variação em diferentes direções), que proporcionaram bom desempenho com a interpolação de dados de superfície e fundo da coluna d'água do SEBV, já que salinidade apresenta gradientes contínuos e regulares entre os pontos de amostragem.

2.5 RESULTADOS

2.5.1 Levantamento hidrográfico e indicadores morfométricos

A batimetria da SNSEBV (Figura 7), que abrange uma área de 10 km² e profundidade média inferior a 3 m, indica que o canal principal é orientado longitudinalmente, no sentido sudoeste na seção inferior da SNSEBV na confluência com o canal do Porto de Vitória, e para nordeste na seção superior confluyente ao canal da Passagem. A largura máxima da SNSEBV é de 1.600 m, localizada na seção intermediária próxima à ilha das Caieiras, onde apresenta menor profundidade do canal de navegação (≤ -4 m). O canal de navegação apresenta largura variando de 30 a 500 m, sendo que em partes mais rasas encontram-se na seção intermediária entre os setores 1 e 2 e relativamente raso, com profundidade média inferior a -8 m, apesar de apresentar profundidade máxima de -15 m no setor 1 confluyente ao canal do Porto de Vitória. Na seção superior da SNSEBV, no canal da Passagem onde estão localizadas nas estações 13 e 14, possui largura e profundidade médias de 75 e 5 m, respectivamente.

O canal principal da SNSEBV é rodeado por extensas áreas planas com profundidade muito baixa na maré baixa ($< 0,5$ m), e apresenta contornos bem recortados. O volume da SNSEBV foi de $2,5 \times 10^7$ m³. A amplitude de maré foi de 1,4 m no dia da amostragem.

No dia do levantamento hidrográfico a vazão média do RSMV (estação fluviométrica Santa Leopoldina - Estação 5730000) foi de $2,5$ m³.s⁻¹. A vazão de entrada do RSMV para o SEBV, determinada a partir da série histórica (Figura 8) apresentou média anual de $15,7$ m³.s⁻¹ com descargas mínima e máxima de $3,07$ e $61,47$ m³.s⁻¹, respectivamente. A contribuição média durante período de estudo (2015 a 2016) de vazão do RSMV esteve entre $3,09$ e $29,88$ m³.s⁻¹, com média mensal de $9,53$ m³.s⁻¹.

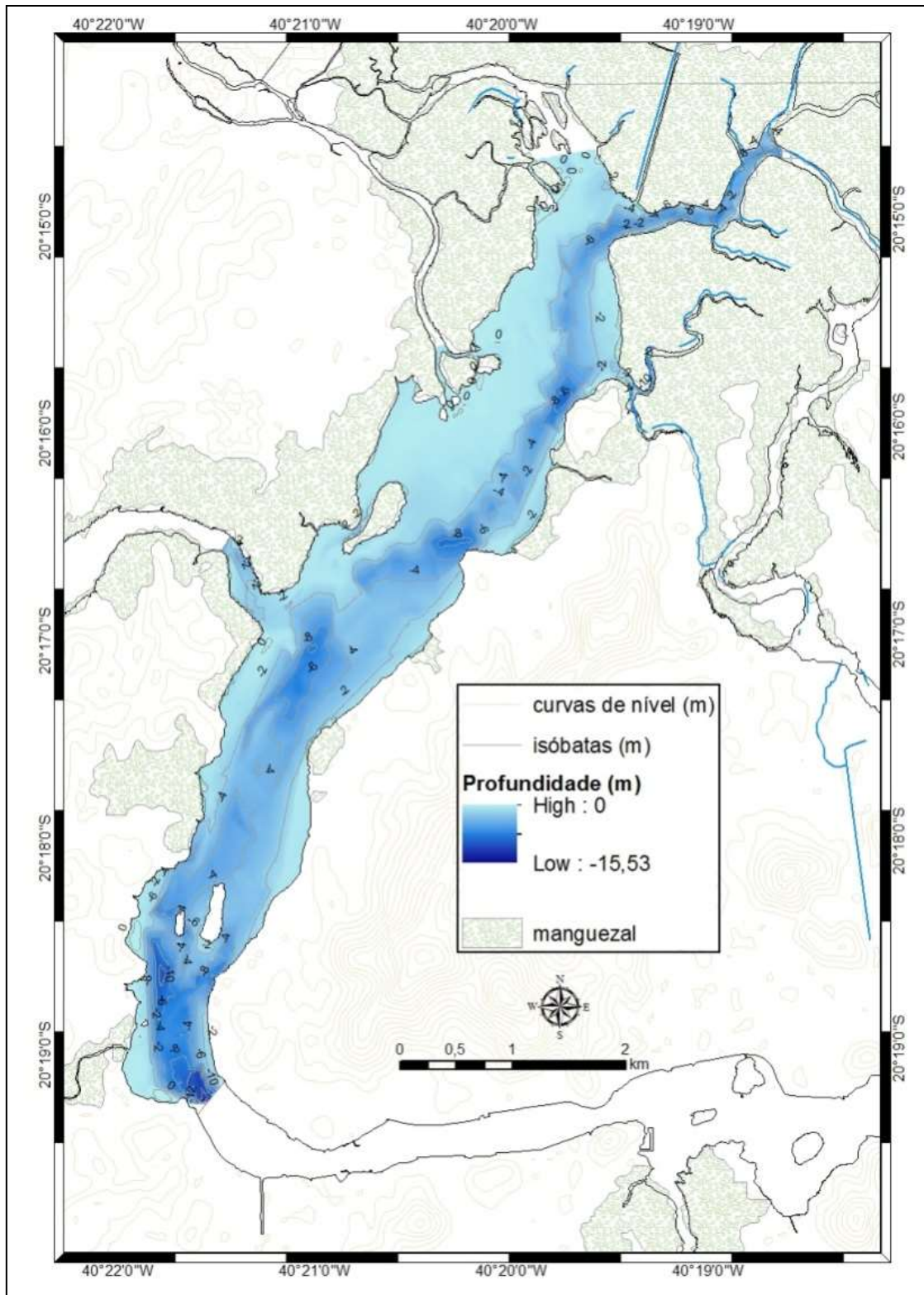


Figura 7: Mapa batimétrico da SNSEBV.

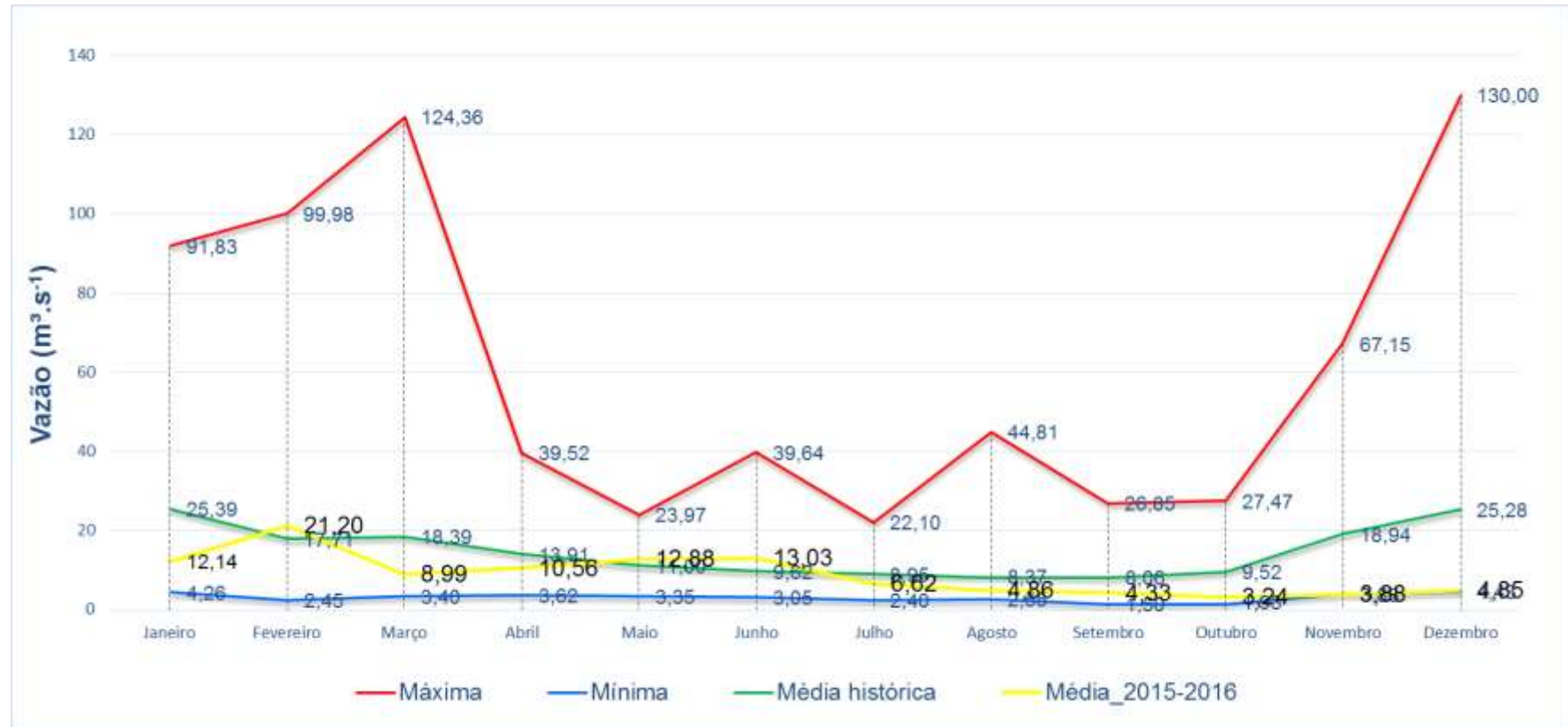


Figura 8: Vazão fluvial média mensal ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) na foz do RSMV, conforme média histórica e entre 2015 e 2016.

Os derivadores, que foram lançados no braço norte da foz do RSMV durante maré vazante de quadratura, tiveram em média um TR de 38 e 35 dias para deixar a Baía de Vitória e o canal da passagem, respectivamente (Figura 9). Já os derivadores lançados no braço sul da foz do RSMV tiveram um TR de aproximadamente 36 dias para deixar a Baía de Vitória (Figura 10).

Foram considerados como TR médio os diferentes grupamentos de traçadores que cruzaram a desembocadura da Baía de Vitória e do Canal da Passagem.

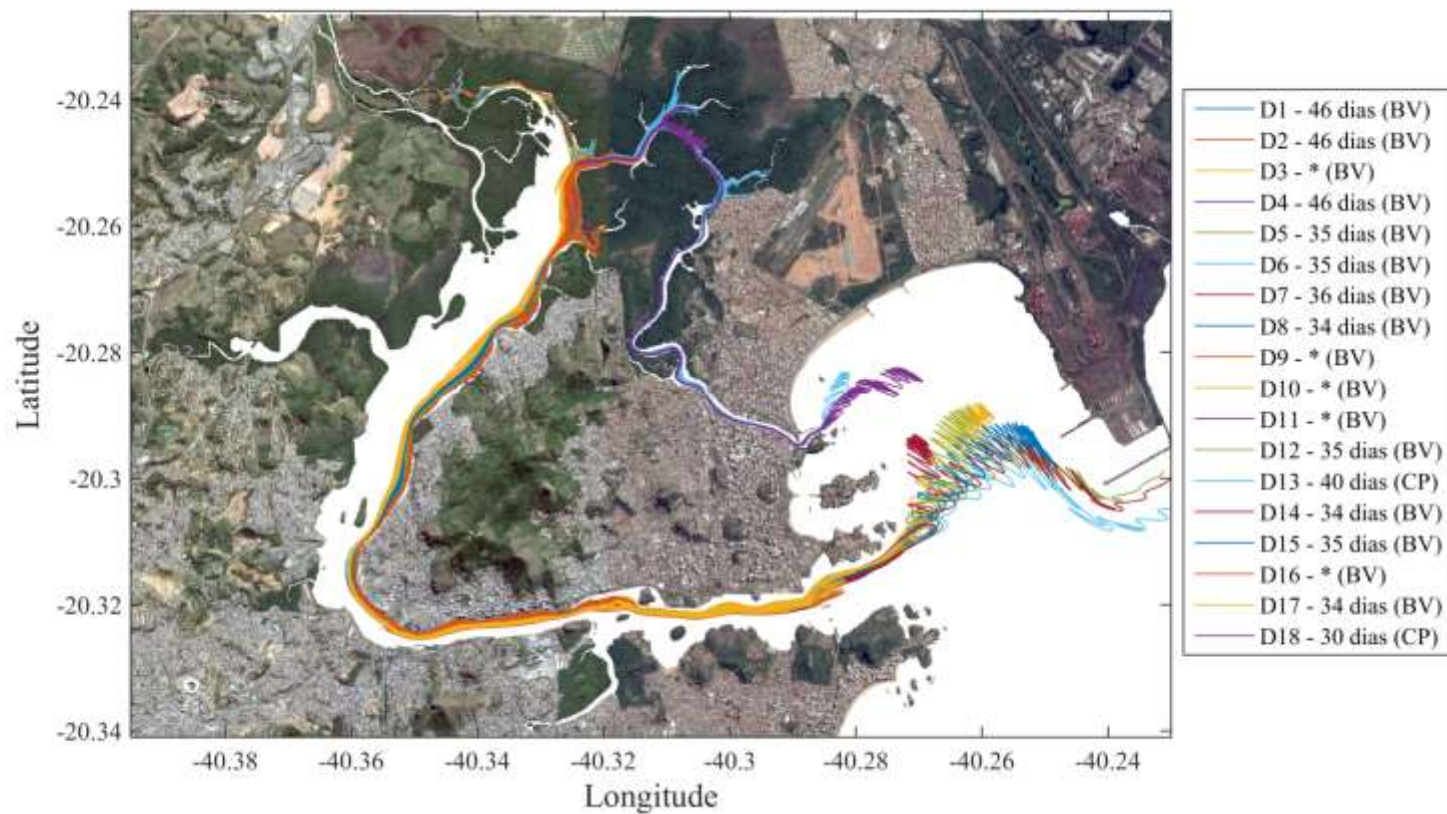


Figura 9: Modelo do Tempo de residência (TR) no SEBV e Baía do ES a partir de derivadores lançados no braço norte da foz do RSMV.

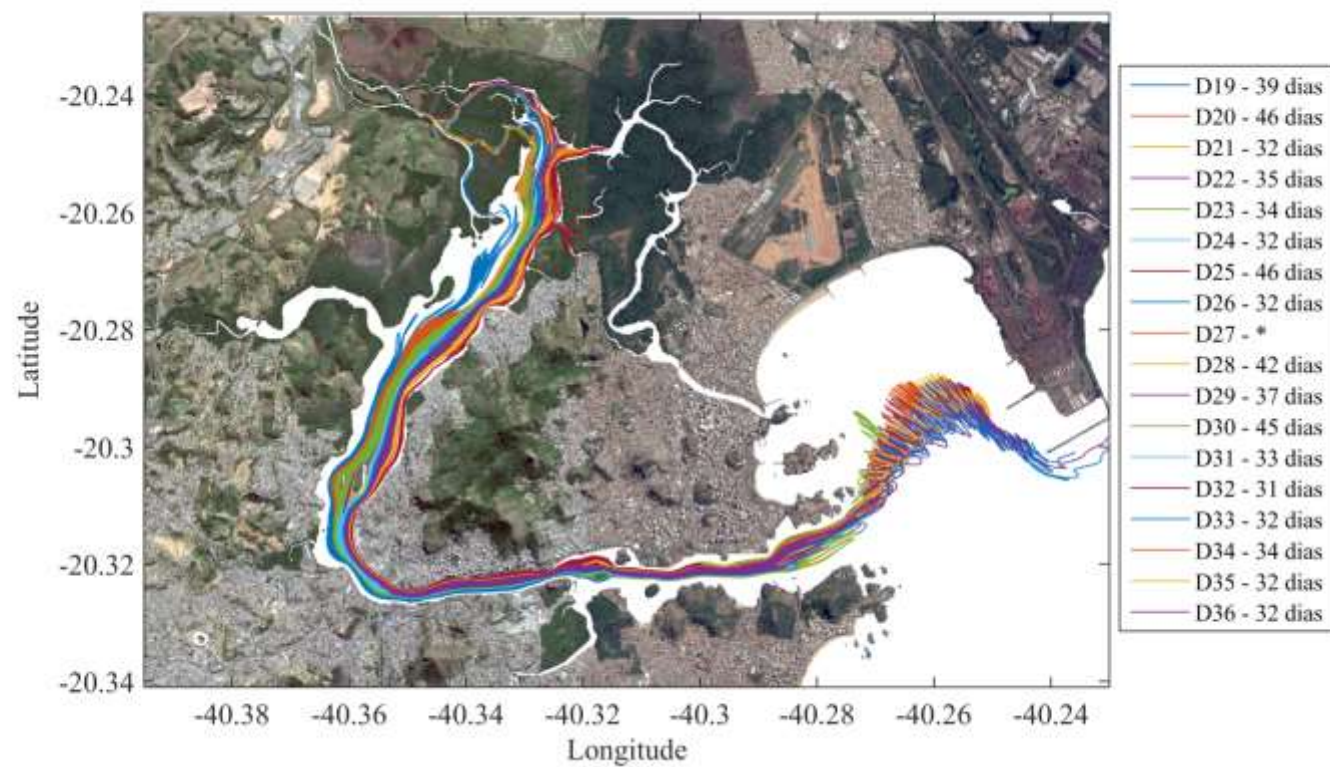


Figura 10: Modelo do Tempo de residência (TR) no SEBV a partir de derivadores lançados no braço sul da foz do RSMV.

2.5.2 Levantamento hidroquímico

O padrão hidroquímico da SNSEBV é representativo de um sistema estuarino euhalino misturado, com tendência a estratificação durante período chuvoso. A análise estatística descritiva dos dados de temperatura, turbidez, séston (MPS e MPO), pH, oxigênio dissolvido (OD), salinidade e clorofila-a (clor-a) mostram significativa variação dos parâmetros hidroquímicos (Tabela 5). Especialmente são destacadas as concentrações mínimas e máximas de salinidade, séston e clorofila-a. A mínima salinidade (6,30 psu) foi registrada na estação 12 (na foz do braço norte do RSMV) na maré vazante de sizígia de janeiro de 2016, e a máxima (36,40 psu) ocorreu na estação 6 na maré vazante de sizígia de outubro de 2015. Em relação ao séston, representado pelo material particulado total em suspensão (MPS) e material particulado orgânico em suspensão (MPO), a concentração mínima de MPS (0,67 mg. L⁻¹) foi registrada na estação 12 (na foz do braço norte do RSMV) na maré enchente de quadratura da amostragem de setembro de 2015. A máxima de MPS (70,67 mg. L⁻¹) ocorreu na estação 10 (próxima ao canal da passagem) durante a maré enchente de sizígia da amostragem de outubro de 2015. Já o mínimo de MPO (0,00 mg. L⁻¹) foi registrado na estação 7 (próxima da ilha das Caieiras) na maré enchente de quadratura da amostragem de fevereiro de 2016 e o máximo (124,00 mg. L⁻¹) ocorreu na estação 1 (próxima ao pier de Santo Antônio) durante a maré enchente de sizígia da amostragem de outubro de 2015. A concentração mínima de clorofila-a (0,20 µg.L⁻¹) foi registrada na estação 7 (próxima a foz do braço sul do RSMV) na maré enchente de quadratura de outubro de 2015. A máxima de clorofila-a (136,58 µg.L⁻¹) ocorreu na estação 13 (no canal da passagem) na maré enchente de quadratura de dezembro de 2015. A concentração mínima de turbidez (1,30 NTU) foi registrada na estação 12 (próxima a foz do braço norte do RSMV) na maré vazante de quadratura de dezembro de 2015. A máxima de turbidez (81,00 NTU) ocorreu na estação 5 (próxima a foz do rio Bubu) na maré enchente de sizígia de outubro de 2015.

Tabela 5: Estatística descritiva dos parâmetros físicos, físico-químicos e hidrobiológicos da SNSEBV no período de setembro de 2015 a abril de 2016.

	Temp (°C)	Turbidez (UNT)	MPS (mg.L ⁻¹)	MPO (mg. L ⁻¹)	pH	OD (mg. L ⁻¹)	Salinidade (psu)	Clor-a (µg. L ⁻¹)
Mínima	23,34	1,30	0,67	0,67	7,03	1,35	6,30	0,20
Máxima	30,90	81,00	70,67	124,00	8,49	11,55	36,40	136,58
Média	26,62	8,99	14,74	18,60	7,70	4,33	30,19	13,42
DP	1,56	6,75	11,45	20,05	0,31	1,68	5,13	17,98
CV	5,85	75,11	77,69	107,81	4,05	38,87	17,00	133,94
n	382	382	382	132	382	382	382	354

Os resultados de salinidade, séston e clorofila mostram condição média da SNSEBV propícia ao hábitat de *C. rhizophorae*, bem como dentro dos limites toleráveis para boa sobrevivência e capacidade de filtração de *C. rhizophorae*.

2.5.2.1 Análises estatísticas

Correlações estatísticas de salinidade entre estações ilustradas em boxplots (Figura 11) foram significativas. Testes de Mann-Witney para avaliação do grau de significância de variação da salinidade entre as estações mostram significativa variação espacial de salinidade (KW-H: $p=0,0003$). As letras (a), (b), (c), (d), (e) e (f) representam códigos de correlação

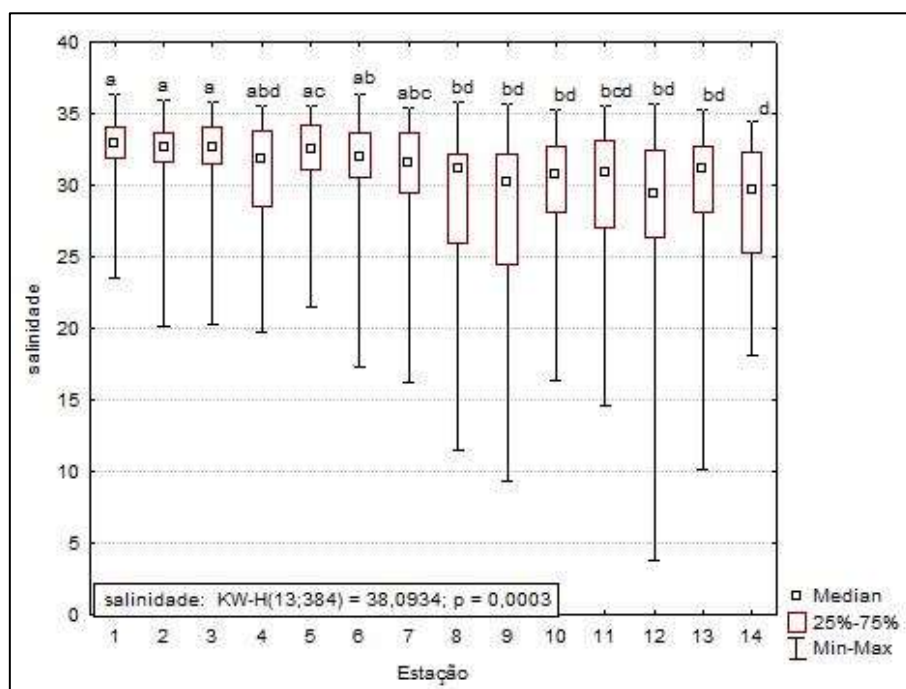


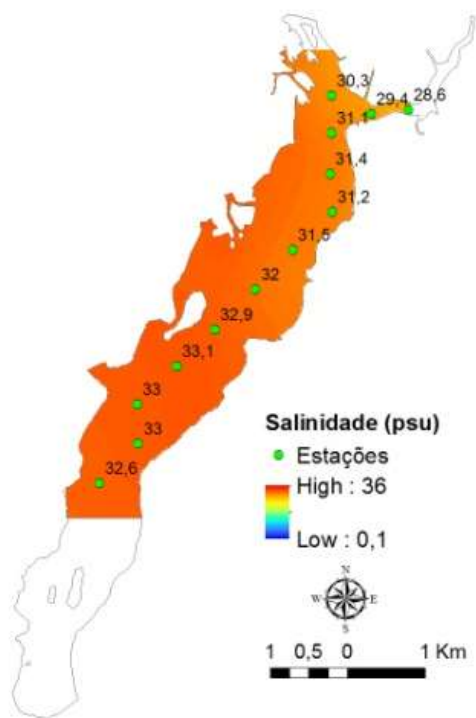
Figura 11: Boxplots de salinidade média nas estações amostrais. As letras (a), (b), (c), (d), (e) e (f) representam códigos de correlação.

2.5.2.2 Análise espacial dos parâmetros hidroquímicos

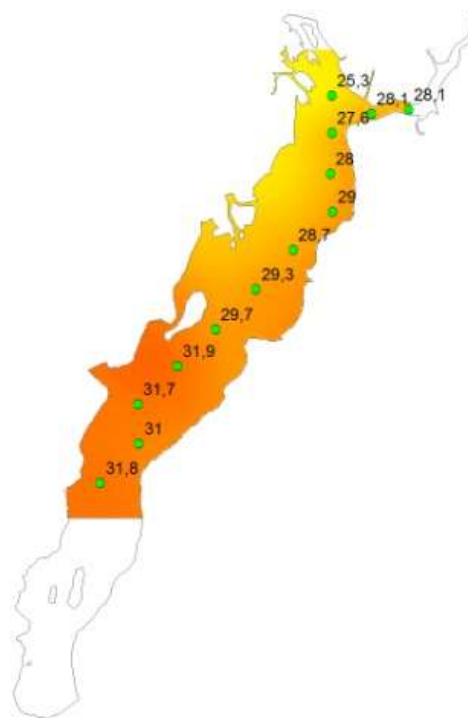
Como resultados da análise espacial da salinidade são apresentados os modelos das amostragens de setembro e dezembro de 2015, que obtiveram maior variação na enchente e vazante das marés de sizígia e quadratura (Figuras 12 e 13). Os modelos de distribuição espacial de salinidade das outras amostragens são apresentados em Anexo.

A salinidade apresentou pouca variação espacial ($33,5 \pm 25,3$) tanto na enchente quanto na vazante das marés de sizígia e quadratura. De acordo com o Sistema de Veneza de classificação de águas marinhas e salobras com base nas seguintes zonas de salinidade: água doce - 0 a 0,5; água oligohalina - 0,5 a 5; água mesohalina - 5 a 18; água polihalina - 18 a 30; água euhalina - 30 a 40 e água hiperhalina - >40 (Venice System, 1958; KRAMER *et al.*, 1994), os resultados de salinidade do presente estudo mostram condição média predominantemente euhalina (> 30) em toda SNSEBV.

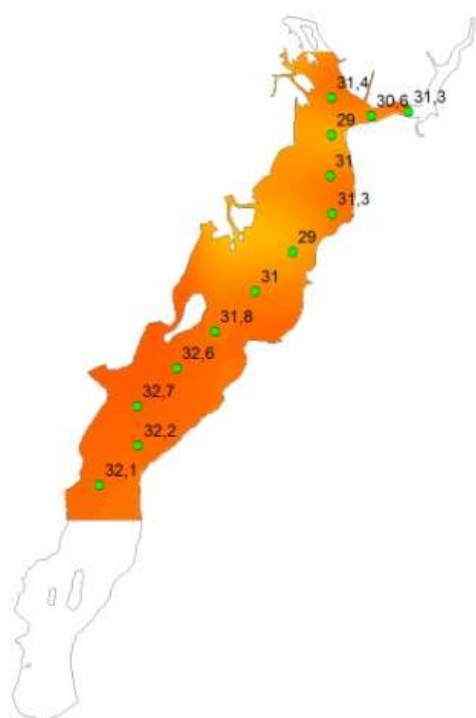
Diferenças foram observadas principalmente nas estações 4 e 5 localizadas na foz do rio Bubú, e nas estações 8, 9 e 12, na foz sul e norte do RSMV. Houve diminuição da salinidade entre os meses de dezembro e janeiro, e aumento a partir de março de 2016.



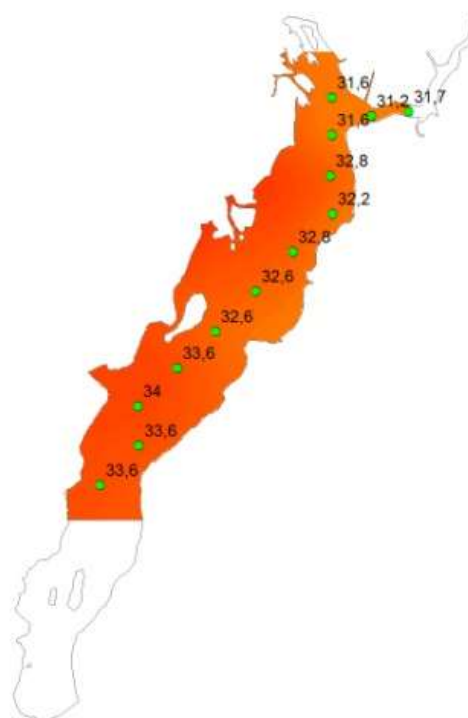
a) Enchente de sizígia 01/09/15 (Vazão:sem dado)
Máxima: 33,1 / Mínima: 28,6 / Média:31,5



b) Vazante de sizígia 01/09/15 (Vazão:sem dado)
Máxima: 31,9 / Mínima: 25,3 / Média: 29,2

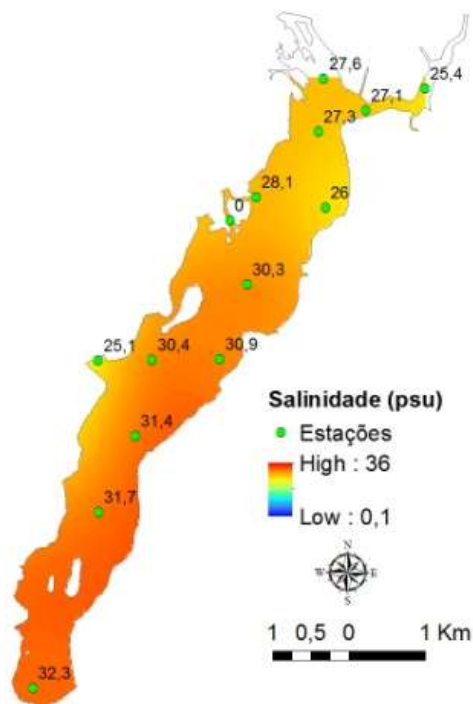


c) Enchente de quadratura 09/09/15 (Vazão:sem dado)
Máxima: 32,7 / Mínima: 29,0 / Média: 31,2

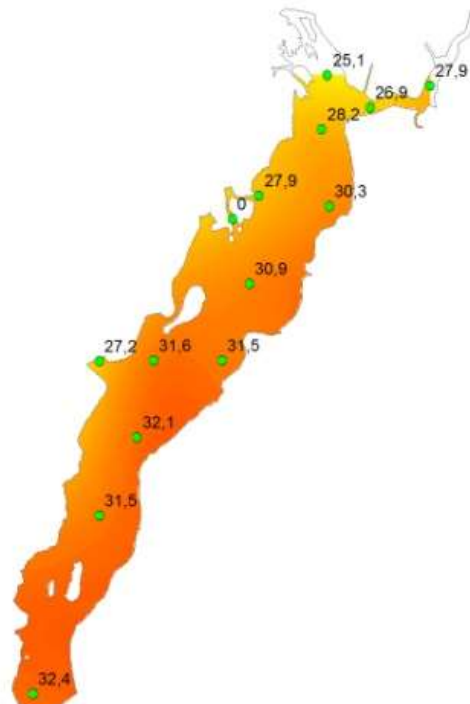


d) Vazante de quadratura 09/09/15 (Vazão:sem dado)
Máxima: 34,0 / Mínima: 31,2 / Média: 32,6

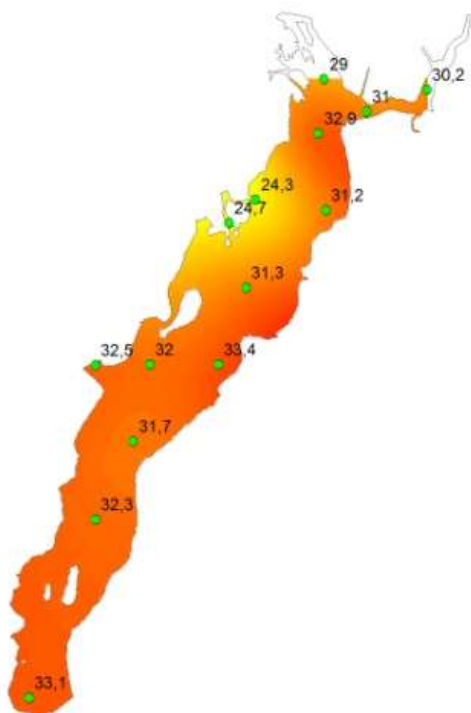
Figura 12: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV em stembro de 2015: maré de siígia a) enchente e b) vazante; maré de quadratura: c) enchente e d) vazante.



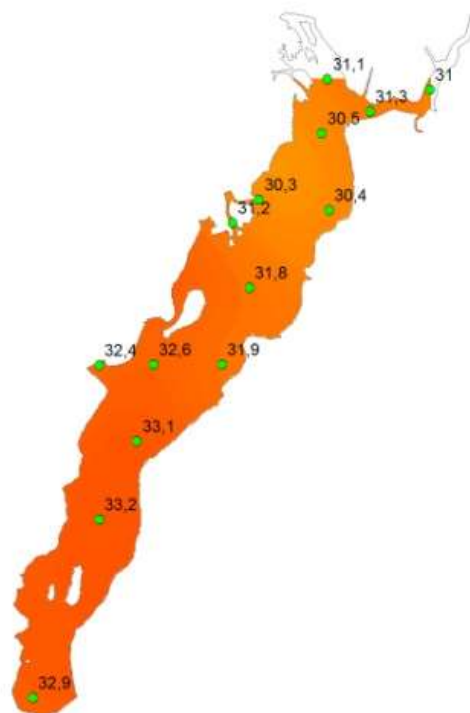
a) Enchente de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
Máxima: 32,3 / Mínima: 25,1 / Média:28,7



b) Vazante de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
Máxima: 32,4 / Mínima: 25,1 / Média:29,5



c) Enchente de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
Máxima: 33,4 / Mínima: 24,3 / Média:30,7



d) Vazante de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
Máxima: 33,2 / Mínima:30,3 / Média:31,7

Figura 13: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV em dezembro de 2015: maré de sízgia a) enchente e b) vazante; maré de quadratura: c) enchente e d) vazante.

Como resultados de distribuição vertical de salinidade e temperatura da água, são apresentados os modelos das amostragens de setembro e dezembro de 2015 obtiveram devido à maior variação entre as marés de enchente e vazante. Os modelos das outras amostragens são apresentados no Anexo 3.

Com base na estatística descritiva (Tabela 6), a variação vertical salinidade foi maior em dezembro de 2015 ($31,08 \pm 2,13$). Não houve grandes variações de temperatura entre setembro e dezembro de 2015.

Tabela 6: Estatística descritiva da distribuição vertical de salinidade e temperatura na SNSEBV, no período de setembro e dezembro de 2015.

Variação vertical	Setembro de 2015		Dezembro de 2015	
	Salinidade	Temperatura (°C)	Salinidade	Temperatura (°C)
Minima	25,27	23,85	21,13	25,01
Maxima	33,47	26,19	34,72	30,48
Média	30,72	24,46	31,08	27,94
Desvio Padrão	1,46	0,37	2,13	0,94

Os modelos de distribuição vertical de salinidade e temperatura, de setembro (Figuras 14 a e b) e dezembro de 2015 (Figura 15 a e b), indicam tendência parcial de estratificação da coluna d'água. Em dezembro de 2015, a variação vertical de salinidade foi maior na maré enchente, principalmente nas estações 10 e 11.

Nas áreas de influência dos canais fluviais tributários, localizadas na foz do rio Bubú onde estão as estações 4 e 5, na foz sul do RSMV onde estão as estações 8 e 9 e foz norte do RSMV onde a estação 12 está localizada, ocorreram as maiores variações verticais de salinidade na coluna d'água, indicando um soerguimento de água menos salina na superfície.

Na maré de quadratura, tanto do período de setembro quanto de dezembro de 2015, a salinidade variou verticalmente entre as estações. Um padrão vertical mais hogeneneo foi observado nos demais meses de amostragem (Anexo 2). Os modelos de distribuição vertical de temperatura na coluna d'água das outras amostragens indicam que também não houve variação vertical de temperatura.

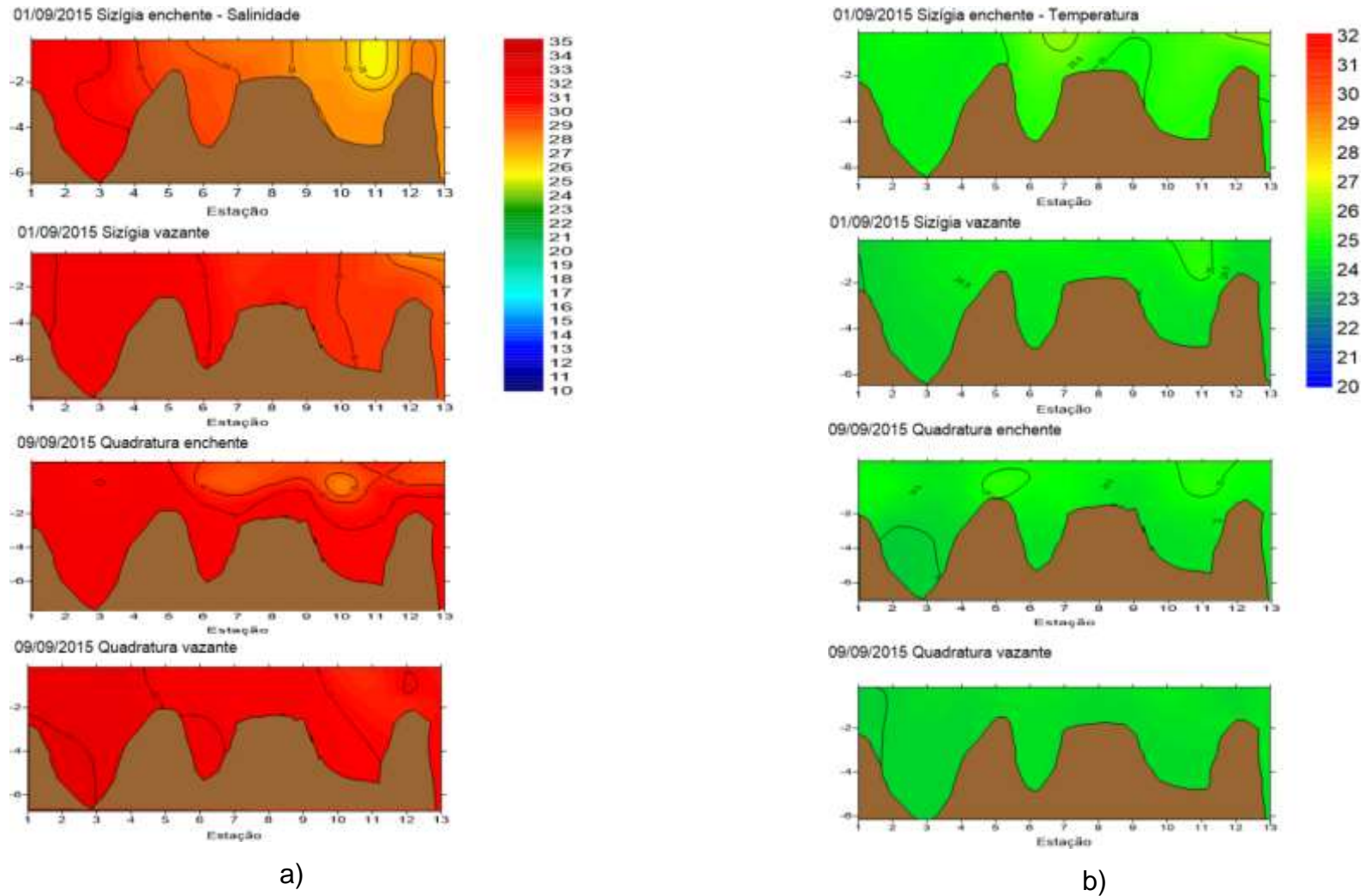


Figura 14: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em setembro de 2015. As estações não estão dispostas linearmente devido as estações localizadas na área de influência dos canais fluviais tributários, estações 4 e 5 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV)..

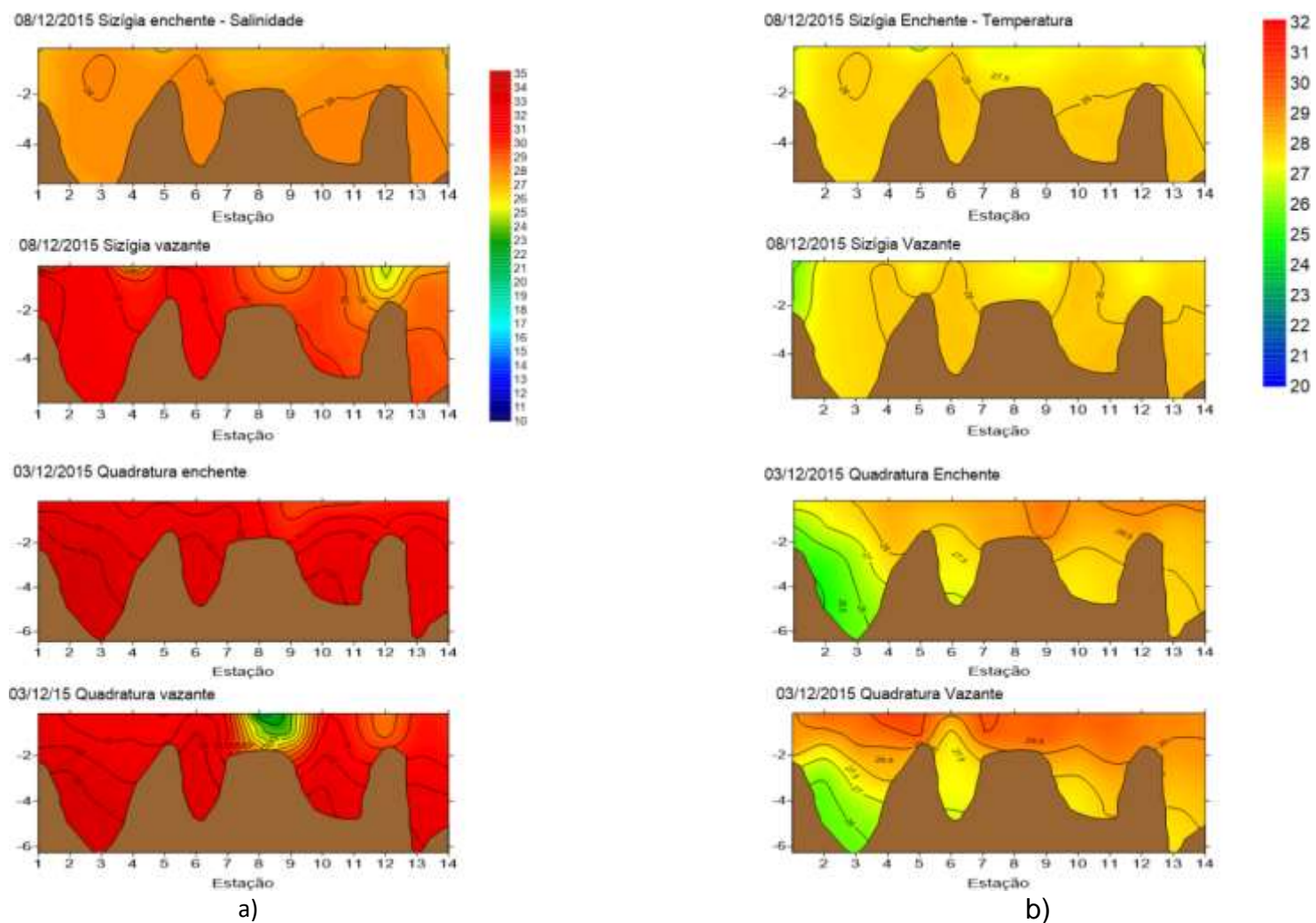


Figura 15: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em dezembro de 2015. As estações não estão dispostas linearmente devido as estações localizadas na área de influência dos canais fluviais tributários, estações 4 e 5 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV).

As correlações estatísticas entre MPS e MPO entre estações não foram significativas e, por isso, não são apresentadas nos boxplots. Apesar de não ter ocorrido variação espacial significativa de séston entre as estações, houve significativa variação diurna de MPS em função da maré. Após a observação de correlação significativa de MPS com a maré, foi feito teste Kruskal-wallis para MPS e as marés, aplicando-se teste de Mann-Witney para avaliar grau de significância entre as duas variáveis (Figura 16). As letras (a), (b), (c) e (d) representam códigos de correlação.

A partir disso foram observadas diferenças significativas na concentração de MPS entre as marés enchente de sizígia e vazante de quadratura ($p = 0,0005$), o que mostra que nesse caso o MPS é controlado pela maré, já que correlação entre MPS e vazão não foi significativa.

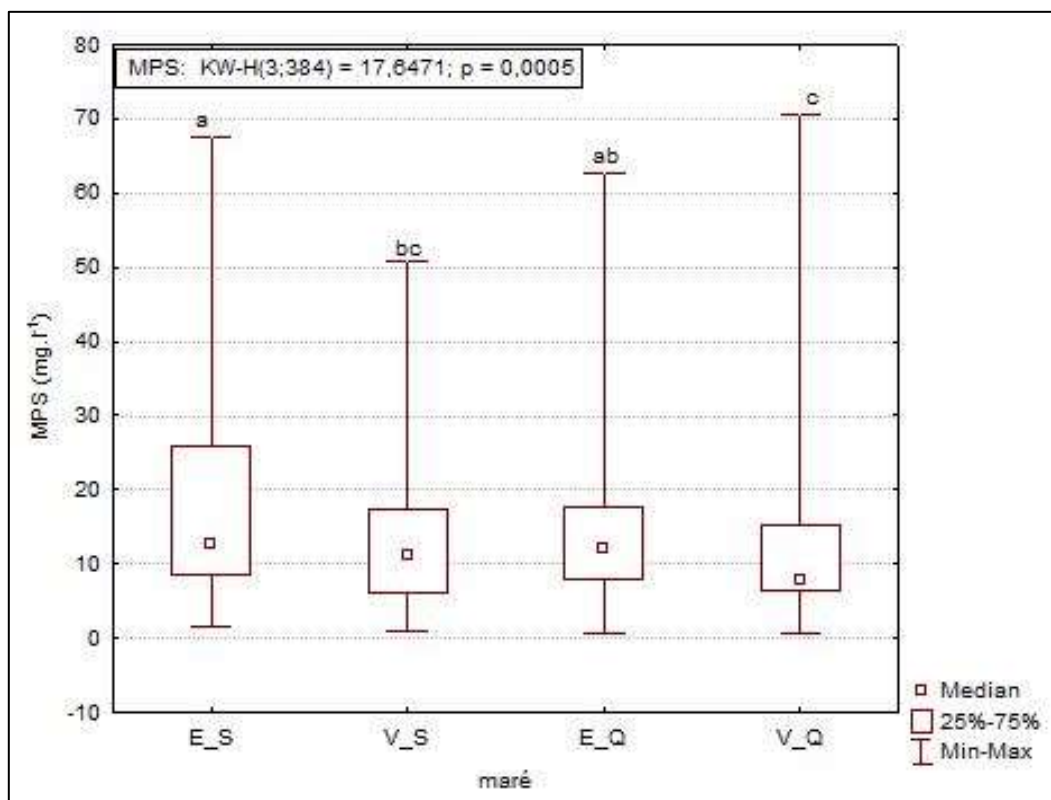


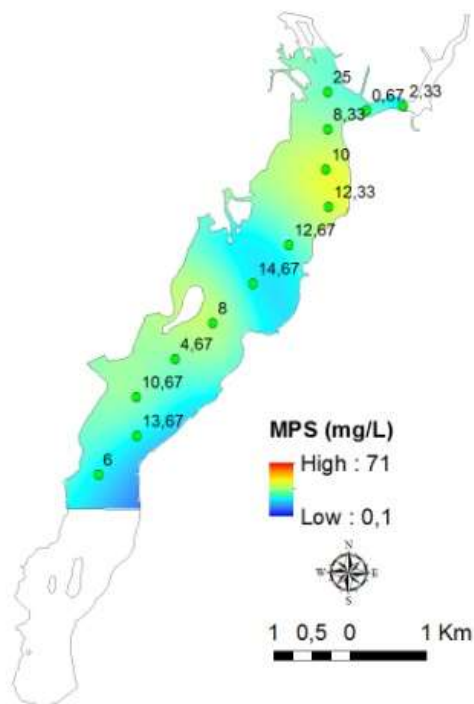
Figura 16: Boxplots da concentração de MPS (mg.L^{-1}) na enchente (E) e vazante (V) das marés de sizígia (S) e quadratura (Q). As letras (a), (b), (c) e (d) representam códigos de correlação.

Os modelos de distribuição espacial de MPS e MPO (mg.L^{-1}) de setembro e dezembro de 2015 na SNSEBV são apresentados nas figuras 17, 18, 19 e 20 ,. Os modelos das demais amostragens são apresentados no Anexo 3.

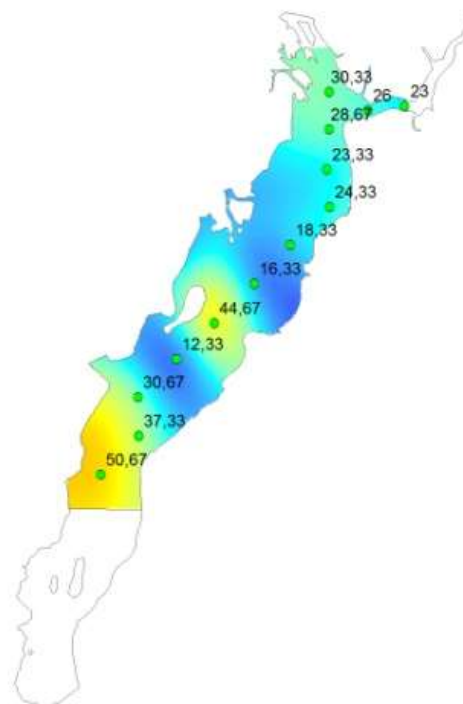
Em setembro de 15 a maior concentração de MPS foi nas áreas de influência dos canais fluviais tributários durante a maré vazante (figuras 17 e 18),. As maiores variações de MPS ocorreram na vazante da maré de sizígia, com média de $8,2 \pm 10,92 \text{ mg.L}^{-1}$ e máxima de $50,7 \text{ mg.L}^{-1}$ registrada na vazante de sizígia na estação 1. E os modelos de distribuição espacial de MPO nas figuras 19 e 20, mostram que, tal como observado para MPS, as maiores variações ocorreram na vazante de sizígia ($47,90 \pm 13,65 \text{ mg.L}^{-1}$). As maiores concentrações de MPO ocorreram nas estações localizadas nas áreas de influência dos rios Bubú e RSMV.

Em dezembro de 2015, houve menor variação espacial de MPS e MPO, com concentrações e mínima e máxima de MPS 2,0 e $52,5 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente registradas nas estações 10 e 11, respectivamente, durante a vazante da maré de quadratura. A máxima concentração de MPO ($79,7 \text{ mg.L}^{-1}$) foi registrada na estação 14 durante a enchente de sizígia.

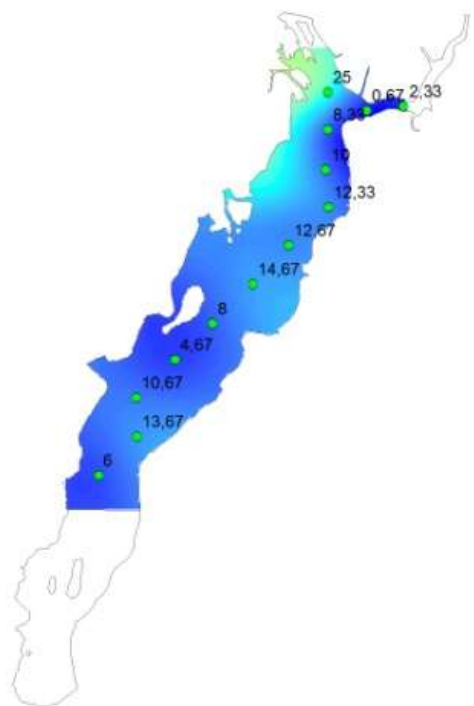
Em todos os meses amostrados, as concentrações de MPS apresentaram média de $50,67 \pm 12,33 \text{ mg.L}^{-1}$, com a máxima de $70,7 \text{ mg.L}^{-1}$ registrada na estação 1 em janeiro de 2016 e mínima ($0,7 \text{ mg.L}^{-1}$) na estação 13 em setembro de 2015 e na estação 10 em janeiro de 201X. A concentração média de MPO foi de $15,9(\pm 16,1 \text{ mg.L}^{-1})$, com máxima ($124,0 \text{ mg.L}^{-1}$) registrada na estação 1 durante a vazante da maré de sizígia de setembro de 2015.



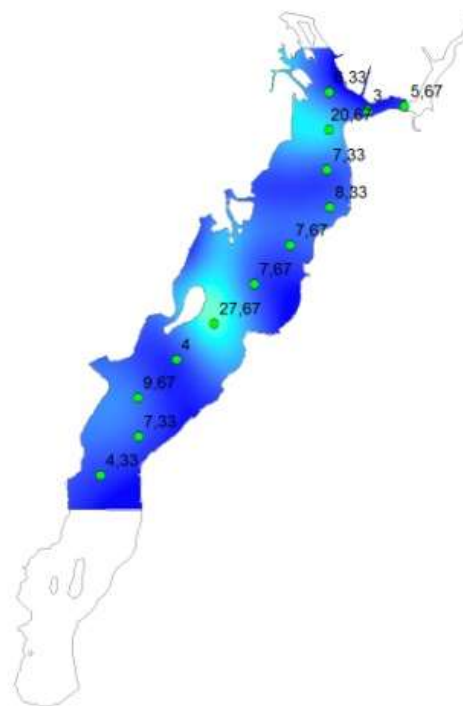
a) Enchente de sizígia - 01/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 42,9 / Mínima: 22,3 / Média:30,3



b) Vazante de sizígia - 01/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 50,7 / Mínima: 12,3 / Média: 8,2

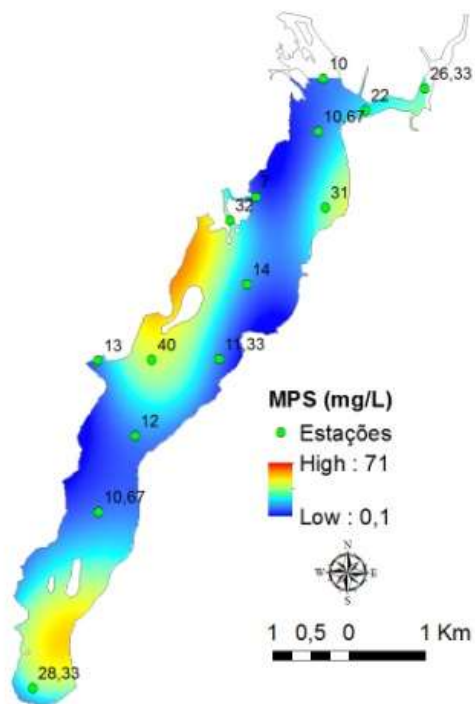


c) Enchente de quadratura - 09/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 25,0 / Mínima: 0,7 / Média: 9,9

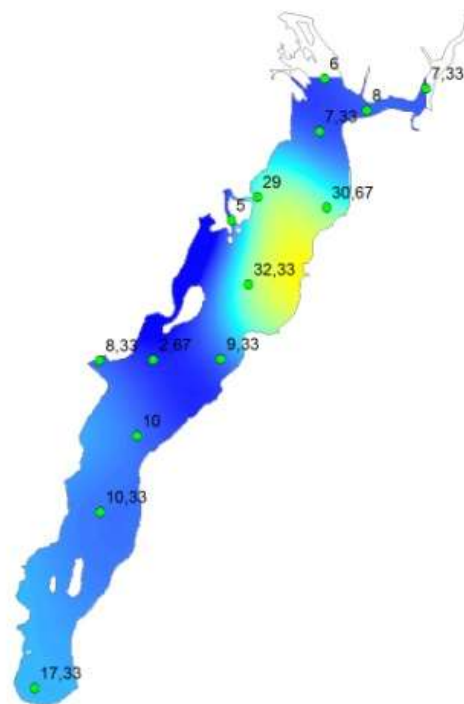


d) Vazante de quadratura - 09/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 27,7 / Mínima: 3,0 / Média: 9,2

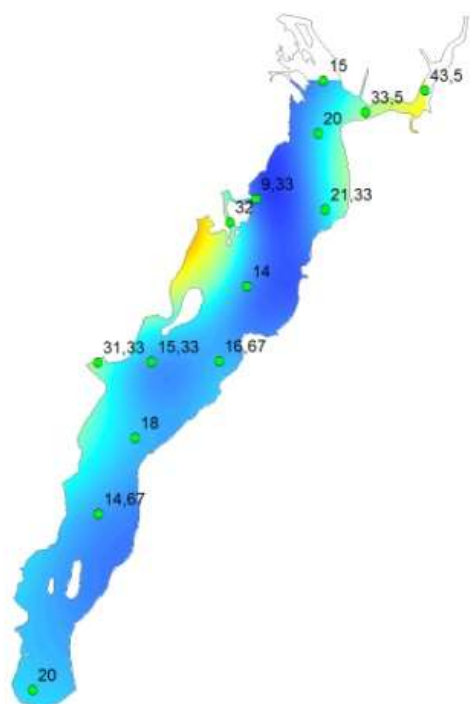
Figura 17: Modelos de distribuição de MPS (mg.L^{-1}) na SNSEBV em setembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.



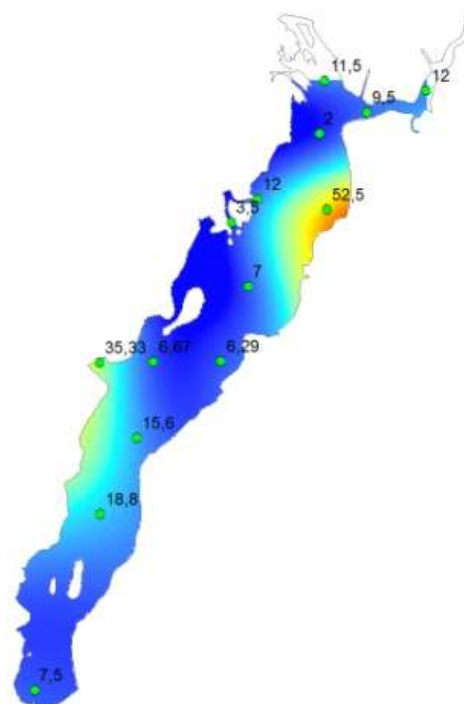
a) Enchente de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
 Máxima: 40,0 / Mínima: 7,0 / Média:19,2



b) Vazante de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
 Máxima: 32,3 / Mínima: 2,7 / Média:13,1

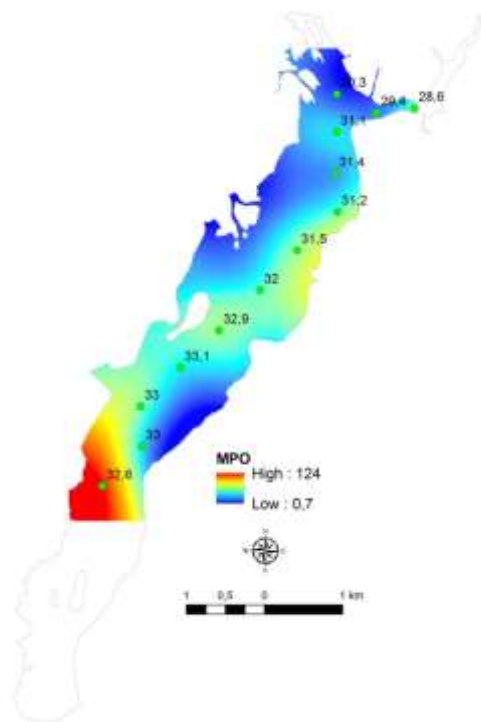


c) Enchente de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
 Máxima: 43,5 / Mínima: 9,3 / Média: 21,8

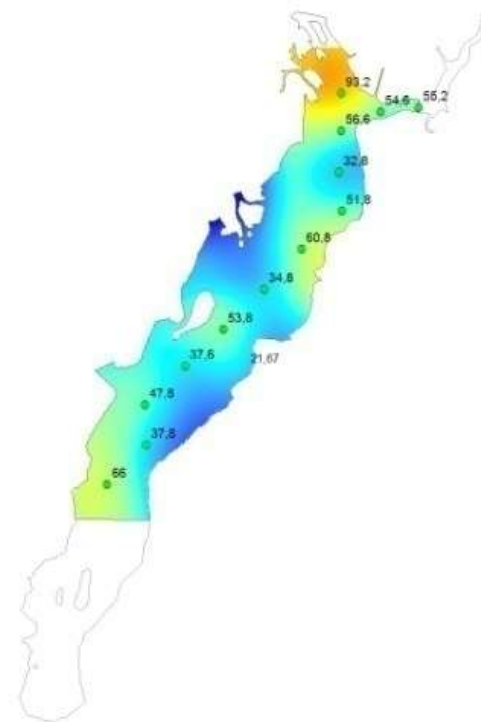


d) Vazante de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
 Máxima: 52,5 / Mínima: 2,0 / Média: 14,3

Figura 18: Modelos de distribuição de MPS (mg.L⁻¹) na SNSEBV em dezembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.



a) Enchente de sizígia - 01/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 93,2 / Mínima: 32,8 / Média: 52,5



b) Vazante de sizígia - 01/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 124,0 / Mínima: 9,0 / Média: 47,9

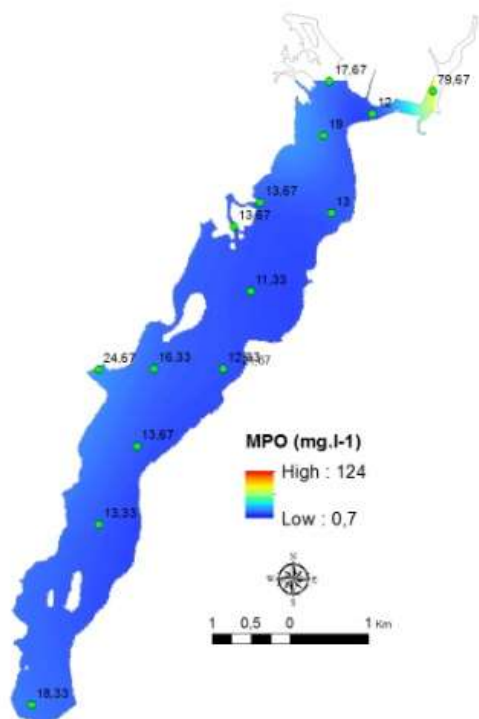


c) Enchente de quadratura - 09/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 10,0 / Mínima: 0,67 / Média: 3,08

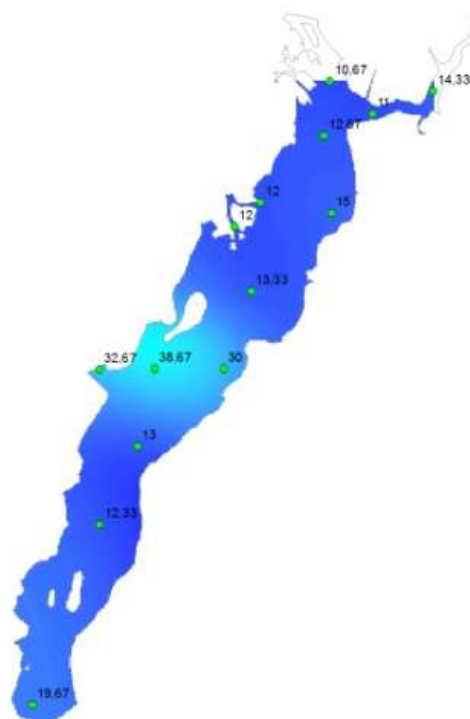


d) Vazante de quadratura - 09/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 33,0 / Mínima: 1,0 / Média: 14,2

Figura 19: Modelos de distribuição de MPO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) na SNSEBV em setembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) vazante; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.



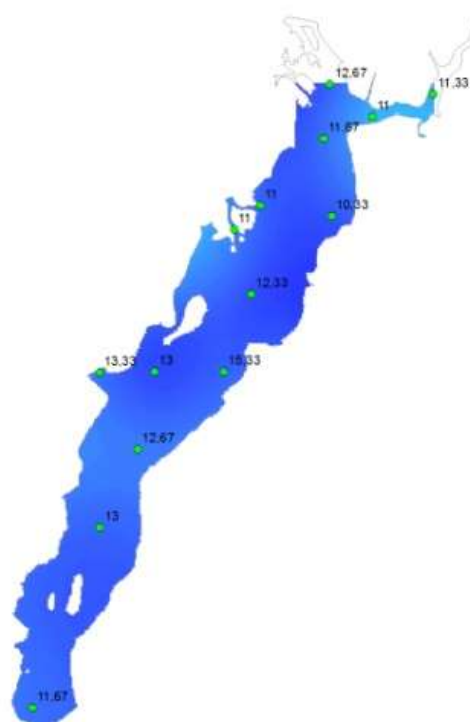
a) Enchente de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
Máxima: 79,7 / Mínima: 11,3 / Média:19,9



b) Vazante de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
Máxima: 38,7 / Mínima: 10,7 / Média:17,7



c) Enchente de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
Máxima: 28,3 / Mínima: 10,7 / Média: 17,4



d) Vazante de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
Máxima: 15,3 / Mínima: 10,3 / Média: 12,2

Figura 20: Modelos de distribuição de MPO (mg.L⁻¹) na SNSEBV em dezembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.

As correlações de clorofila-a entre estações amostrais, ilustradas em boxplots (Figura 21), foram significativas. Os testes de Mann-Witney mostram significativa variação espacial de clorofila-a (KW-H: $p=0,00001$). As letras (a), (b), (c), (d), (e), (f), (g) e (h) representam os códigos de correlação no teste Mann-Witney, entre cada par de variáveis (i.e., estações).

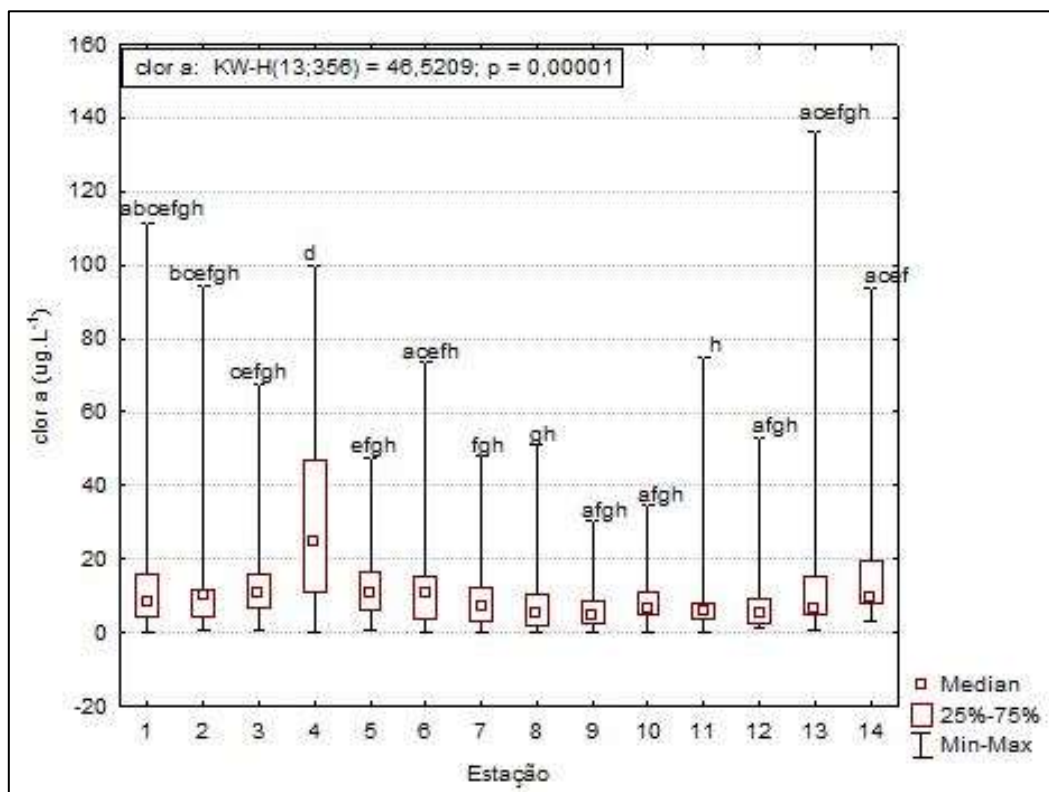
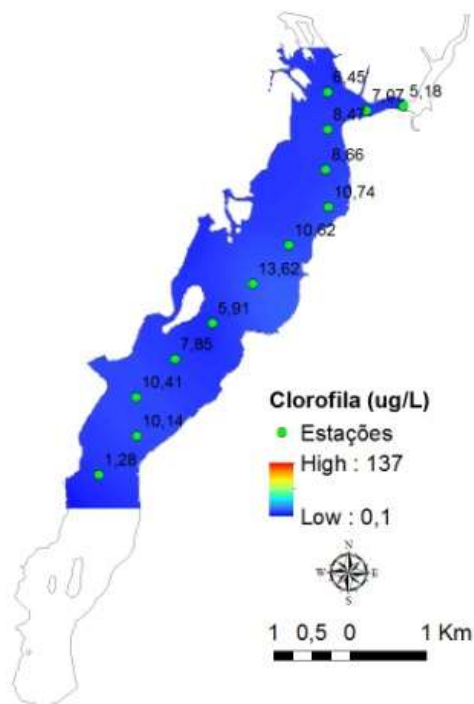


Figura 21: Boxplots de clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nas estações amostrais.

Os modelos de distribuição espacial da clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV em setembro e dezembro de 2015 são apresentados nas figuras 22 e 23 Os modelos das demais amostragens são apresentados em Anexo.

Como observado na figura 19 a distribuição espacial da clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) indica significativa variação das concentrações na maré de sizígia ($13,42 \pm 17,98 \mu\text{g.L}^{-1}$). A concentração máxima de clorofila-a ($136,6 \mu\text{g.L}^{-1}$) foi registrada na vazante de quadratura, em dezembro de 2015. As menores variações ocorreram em setembro de 2015.



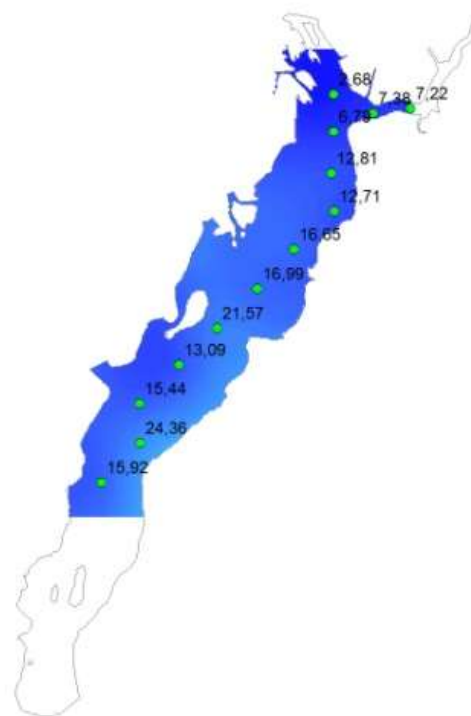
a) Enchente de sizígia - 01/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 15,4 / Mínima: 0,7 / Média:4,0



b) Vazante de sizígia - 01/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 13,6 / Mínima: 1,3 / Média: 8,2

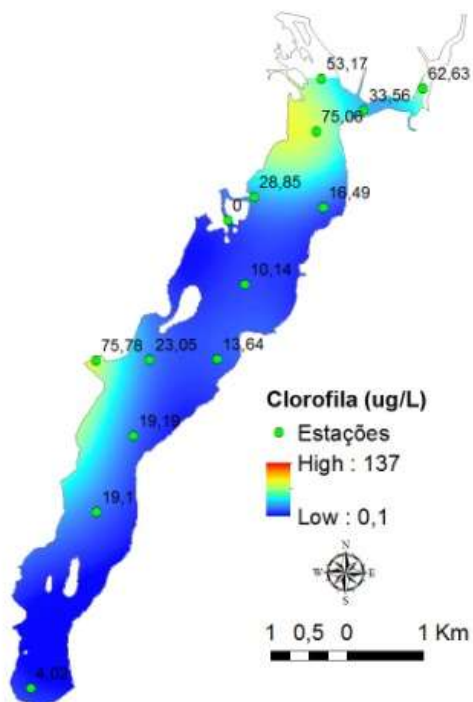


c) Enchente de quadratura - 09/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 48,1 / Mínima: 4,4 / Média: 12,8

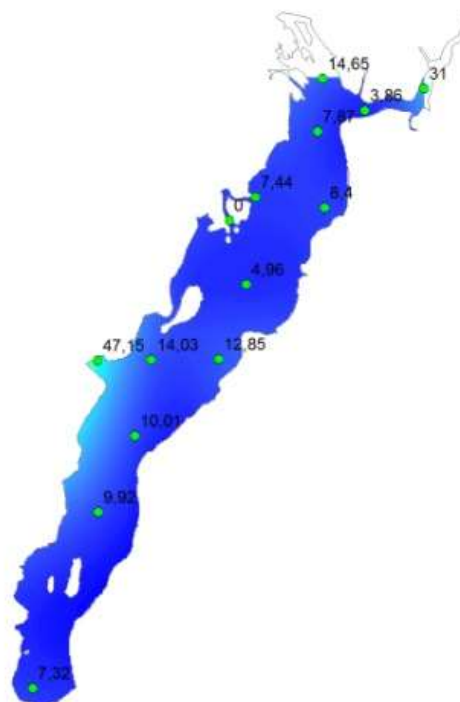


d) Vazante de quadratura - 09/09/2015 (Vazão:sem dado)
Máxima: 24,4 / Mínima: 2,7 / Média: 13,4

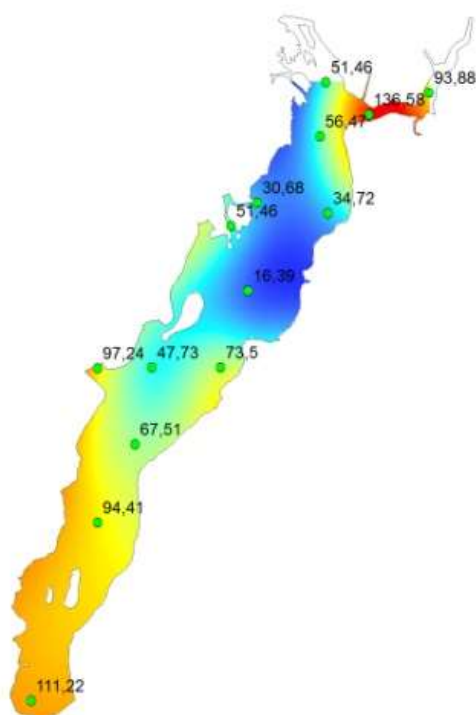
Figura 22: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV em setembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) quadratura; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.



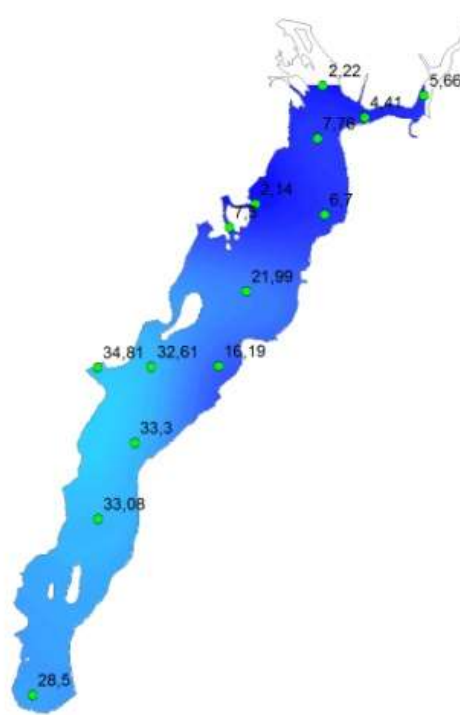
a) Enchente de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
Máxima: 75,8 / Mínima: 4,0 / Média:33,4



b) Vazante de sizígia - 08/12/2015 (Vazão:7,80 m³/s)
Máxima: 47,2 / Mínima: 3,9 / Média: 13,8



c) Enchente de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
Máxima: 136,6 / Mínima: 16,4 / Média: 68,8



d) Vazante de quadratura - 03/12/2015 (Vazão:6,02 m³/s)
Máxima: 34,8 / Mínima: 2,1 / Média: 16,9

Figura 23: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV em dezembro de 2015: na maré de sizígia a)enchente e b) vazante; e na maré de quadratura c) enchente e d) vazante.

2.5.2.3 Correlação do dados

O teste de Spearman ($p < 0,05$), indica que houve correlações positivas entre clorofila-a e vazão do RSMV ($p= 0,163$) e entre clorofila-a e MPS ($p= 0,193$) (Tabela 7). Houve uma tendência a correlação negativa de MPS com a vazão, mas a mesma não foi significativa ($p= -0,090$). Entretanto, houve correlação significativa negativa de salinidade em relação a vazão ($p= -0,154$).

Tabela 7: Correlação de Spearman ($p < 0,05$) entre variáveis hidrológicas e hidroquímicas.

Variáveis	Maré	Vazão	Salinidade	Clorofila-a	MPS
Maré	1,000	-	-	-	-
Vazão	-0,055	1,000	-	-	-
Salinidade	0,088	-0,154	1,000	-	-
Clorofila-a	0,019	0,163	0,024	1,000	-
MPS	0,256	-0,090	0,011	0,193	1,000

Houve significativa variação dos parâmetros hidroquímicos analisados na foz do rio Bubu e RSMV. Salinidades inferiores à média do período estudado foram observadas entre dezembro de 2015 a fevereiro 2016. As maiores concentrações de MPS foram influenciadas pela maré, conforme a correlação significativa (Tabela 4), já que durante quase todo o período amostral a vazão (período de 2015 a 2016, estação Santa Leopoldina - 5730000) foi relativamente baixa, de $9,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

2.6 DISCUSSÃO

O levantamento hidrográfico e morfométrico da SNSEBV foi satisfatório para estimar o volume e permitiu ainda uma melhor análise da distribuição de séston no sistema estuarino.

A SNSEBV, orientada no sentido de NE-SO, é um sistema estuarino raso sob influência de micromarés ($< 2\text{m}$), de profundidade máxima média de -8 m . A SNSEBV é conectada por dois estuários principais, foz dos rios SMV e Bubu. Na seção superior da SNSEBV, à NE, ocorre um estreitamento na zona confluência com o canal da Passagem, onde ocorre o tombo de maré (Rigo, 2004). Já na seção inferior da SNSEBV, à SO, é segundo Veronez et al (2009)

onde há a zona de inflexão da Baía de Vitória. Essa configuração favorece a formação de planícies de inundação, que ultrapassam a margem estuarina e adentram, de modo intermitente pela ação das marés altas, no manguezal (Lima, 2011).

A margem estuarina da SNSEBV apresentou contornos recortados. Segundo Veronez Jr (2009), essa característica é devido aos maciços rochosos que formam a ilha de Vitória desde a foz da baía de Vitória até a foz do RSMV, com alteração do perfil batimétrico e geomorfológico estando associada a aterros e dragagens, tal como observado por Nunes et al (2007).

O volume da SNSEBV foi estimado em $2,5 \times 10^7 \text{ m}^3$. O conhecimento da hidrologia da SNSEBV é fundamental para avaliar a capacidade de autodepuração e as funções ecológicas presentes no sistema estuarino. Na SNSEBV, alguns trabalhos com foco no escoamento do sistema estuarino (e.g.: Barros, 2002; Chacaltana et al., 2003; Rigo, 2004; Moura et al., 2011; Puppim, 2016) indicaram a predominância da maré vazante na intensidade das correntes.

Puppim (2016), ao modelar a distribuição de sedimentos suspensos no sistema estuarino do RSMV constatou que entre a margem dos canais e faixa de franja do manguezal. Puppim (2016) observou que o maior acúmulo de sedimentos suspensos ocorreu no sentido NO da SNSEBV e na foz do Bubú e do RSMV. A maior quantidade de sedimento estava localizada próxima a foz norte do RSMV, que foi considerado pela autora como a fonte de maior contribuição sedimentar para o SEBV. A distribuição de sedimentos suspensos no SEBV proposta por Puppim (2016) pode contribuir para delimitar a dispersão e o tempo de residência do séston na franja do manguezal.

O TR médio foi de 35 dias, desde a foz do braço norte do RSMV até a foz da baía de Vitória. Isso é devido a baixa vazão fluvial do RSMV, sendo que a principal forçante física atuante foi a oscilação da maré, sendo influenciada pelo Canal da Passagem na seção superior da SNSEBV, como observado por Castro (2001). Assim como verificado por Gómez-Gesteira et al (2003), os principais fatores que controlam o TR na SNSEBV são descarga de água doce pela vazão fluvial e entrada de água marinha por ação das marés.

Considerando que o período de estudo, de 2015 a 2016, marcado por período de estiagem atípica, com tendência inclusive a salinização estuarina, com

média temporal de salinidade de 30,19 psu ($\pm 13,42$). E sob condição de longo TR decorrente da baixa descarga de água doce, eventos prolongados de salinidades elevadas pode provocar a salinização do sistema estuarino. Em estudo realizado por Guimarães (2006) do TR do estuário do rio Cachoeira, (Ilheus-BA), verificou-se que a maior descarga fluvial e conseqüentemente maior circulação estuarina provocou a diminuição significativa do TR, de 36 para 11 dias.

Como observado nas figuras 9 e 10, os derivadores que passaram pela SNSEBV apresentaram TR maior do que os que seguiram pelo canal da Passagem. O conhecimento do TR estuarino é de grande importância para o entendimento ecocidrológico e ecofisiologia da comunidade biológica presentes no ecossistema (Alber, 2002; Gómez-Gesteira, 2003; Wolanski and Elliot, 2015). O MPS, tal como o de qualquer poluente adsorvido, exercerá maior efeito sobre a qualidade estuarina se o seu tempo de permanência for maior do que o tempo da sua depuração pelo próprio funcionamento do sistema (Wang, 2004).

Considerando as concentrações máximas e mínimas toleráveis para ostras estuarinas (Tabela 3), níveis de salinidade, MPS e clorofila-a, registrados neste estudo, são adequados para ecofisiologia de *C rhizophorae*, sobretudo quanto a capacidade de filtração.

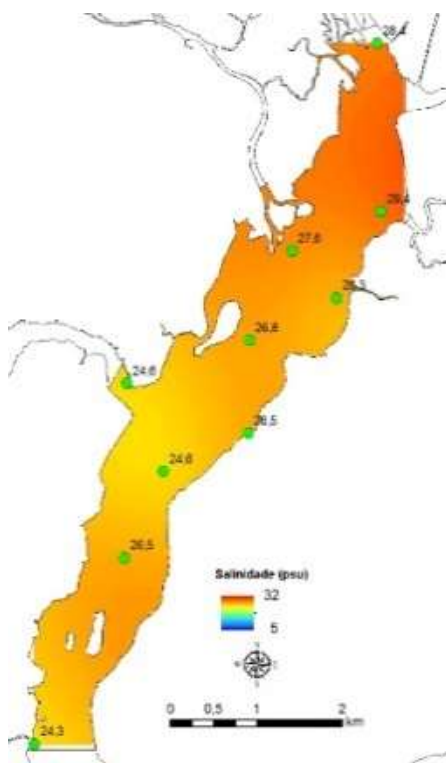
A salinidade apresentou pouca variação espacial ($33,5 \pm 25,3$) tanto na enchente quanto na vazante das marés de sizígia e quadratura. O padrão foi considerado atípico para sistemas estuarinos, se comparado, por exemplo, com os resultados obtidos por LEITE (2012) para o sistema estuarino do rio Piraque-Açú. Leite (2012) constatou tendências de baixa salinidade em março ($7,19 \pm 7,22$ na quadratura e $11,45 \pm 13,51$ na sizígia) e alta em setembro e outubro ($22,96 \pm 8,60$ na quadratura e $31,60 \pm 8,01$ na sizígia), com coeficiente de correlação significativo em março e moderado em setembro e outubro. Leite (2012) verificou padrão parcialmente misturado para o sistema estuarino estudado, influenciado principalmente pela descarga de água doce.

O padrão de gradiente espacial halino da SNSEBV mostrou-se diferente do padrão típico, com predominância da condição de zona euhalina em toda SNSEBV, principalmente no período chuvoso. Os modelos espaciais elaborados por Barroso et al., (2015) referentes à janeiro de 2010 indicam

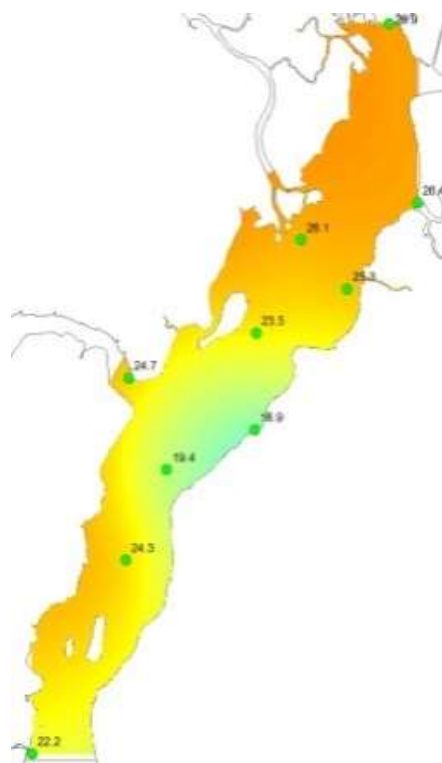
significativas diferenças, com a predominância de condições meso e polihalina (Figura 24). No presente estudo a salinidade nas proximidades da foz do RSMV foi predominantemente elevada (> 30).

O padrão de estratificação vertical da coluna d'água (Figuras 14 e 15) foi em média menor nos meses secos, porém configurado como parcialmente estratificado. O mesmo padrão de estratificação estuarina foi constatado por Moura et al. (2009) em maio de 2008, em estudo da variação diária de correntes, salinidade e MPS, em um ponto de amostragem localizado na parte inferior da SNSEBV, de profundidade de cerca de -3,25m.

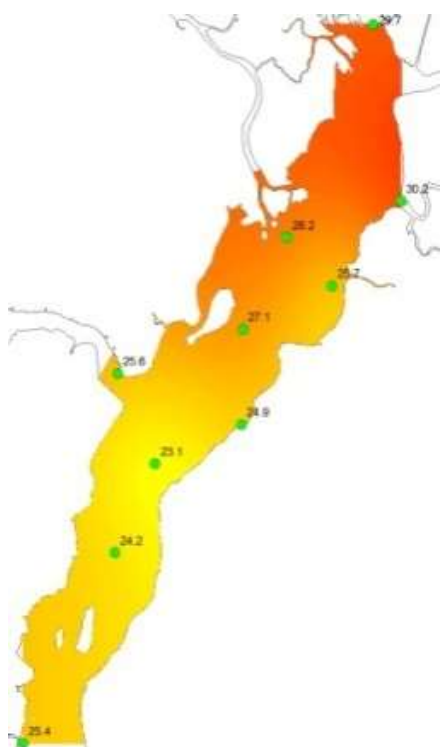
A partir dos resultados obtidos observa-se que a salinidade da SNSEBV é adequada para *C. rhizophorae*, espécies eurialinas, capazes de se adaptar a grandes variações halinas (7 a 35 psu), sendo que condições oligohalinas prejudicam a resposta fisiológica e, conseqüentemente comprometem a capacidade de filtração. Tal como observado por Scroczynska (2012) no sistema estuarino do rio Piraque-açú (Aracruz, ES), as concentrações de séston presentes na SNSEBV, estão dentro do padrão desejado para um bom funcionamento do papel ecológico de bivalves filtradores estuarinos, tal como *C. rhizophorae*.



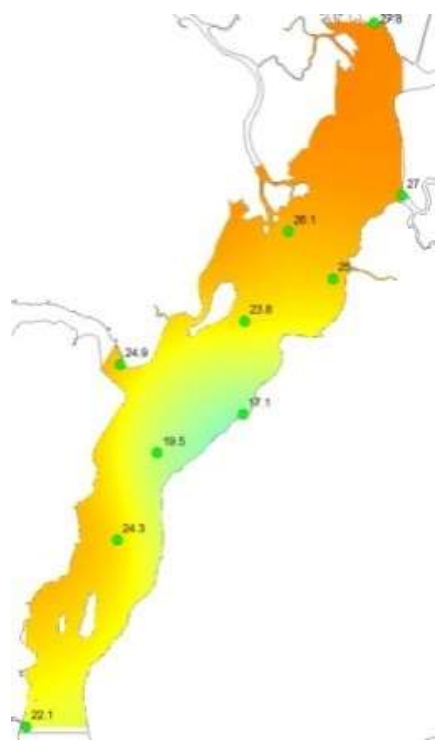
a) Enchente - quadratura 21/01/2010
Máxima: 29,8 / Mínima: 24,2 / Média: 26,7



b) Vazante - quadratura 21/01/2010
Máxima: 27,9 / Mínima: 16,6 / Média: 23,9



c) Maré - sizígia 28/01/2010
Máxima: 30,6 / Mínima: 23,0 / Média: 26,4



d) Vazante - sizígia 28/01/2010
Máxima: 28,5 / Mínima: 16,8 / Média: 24,1

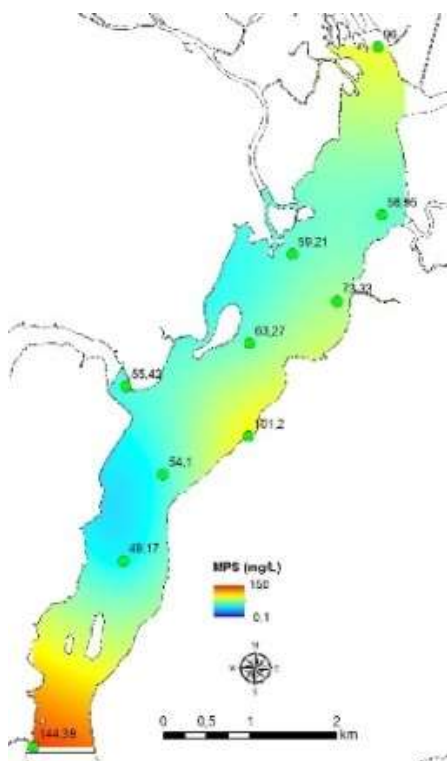
Figura 24: Modelos de distribuição de salinidade (psu) em janeiro de 2010 na SNSEBV (Barroso et al., 2015): a) enchente quadratura; b) vazante quadratura, c) enchente sizígia e e) enchente de sizígia.

Não há nenhum estudo publicado sobre a concentração ótima e/ou limite suportável de MPS para *C. rhizophorae*. Entretanto, segundo Bayne (2017), para *C. virginica*, o limite de MPS pode variar entre mínimos e máximos toleráveis em ≤ 8 e ≥ 120 mg.L⁻¹.

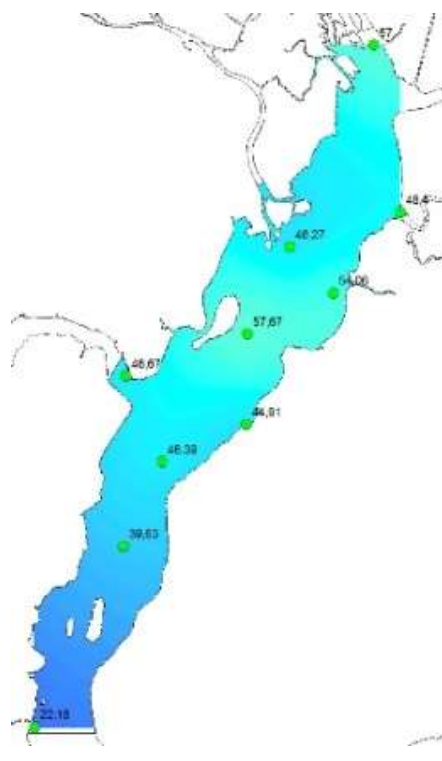
Os modelos superficiais de salinidade, para os meses de dezembro de 2015, quando a vazão do RSMV foi maior (7,80 m³.s⁻¹), também apontam para uma diminuição de salinidade na superfície da coluna d'água. Por outro lado, durante a maré de sizígia não foi observada estratificação halina, embora tenha sido observado um aumento da concentração de séston.

Também foi observada estratificação halina na coluna d'água na SNSEBV, sendo que na maré de sizígia há tendência de sistema estuarino parcialmente estratificado, e na quadratura tende a ser misturado. Essa variação pode estar relacionada a amplitude de maré local e baixa vazão fluvial. Durante a vazante da maré de quadratura houve uma maior concentração de séston orgânico para SNSEBV. Isso pode estar associado ao aporte fluvial de séston proveniente do RSMV, sendo uma característica típica do transporte sedimentar em estuários de micromarés (Perry, 2007). A maior concentração de MPO também pode ser oriunda de maior contribuição do manguezal, que pode ser o maior contribuidor de MPO para a SNSEBV. Essa característica também pode ser observada no presente estudo, nos modelos de distribuição MPS e MPO da salinidade na SNSEBV (Figuras 17, 18, 19 e 20). Em todos os meses amostrados as concentrações de MPS foram inferiores aos registrados por Moura et al. (2009) e de Barroso (2015), com média e desvio padrão de 34,86 ($\pm 1,61$) e 54 ($\pm 17,8$), respectivamente.

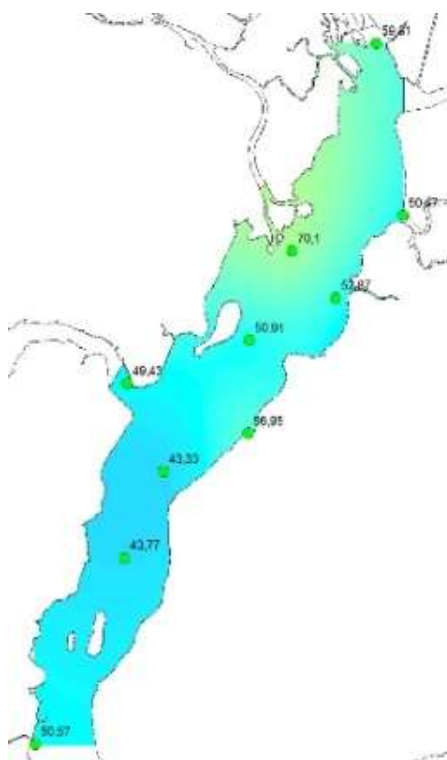
Os modelos de distribuição de séston na SNSEBV mostram variação espacial e diurna, apresentando maiores amplitudes na maré vazante de sizígia, o que demonstra a influência marinha. Comparando os resultados obtidos no período de dezembro de 2015 com modelos de MPS elaborados por Barroso (2015) referentes ao período de janeiro de 2010 (Figura 25) observam-se diferenças significativas nas concentrações de MPS.



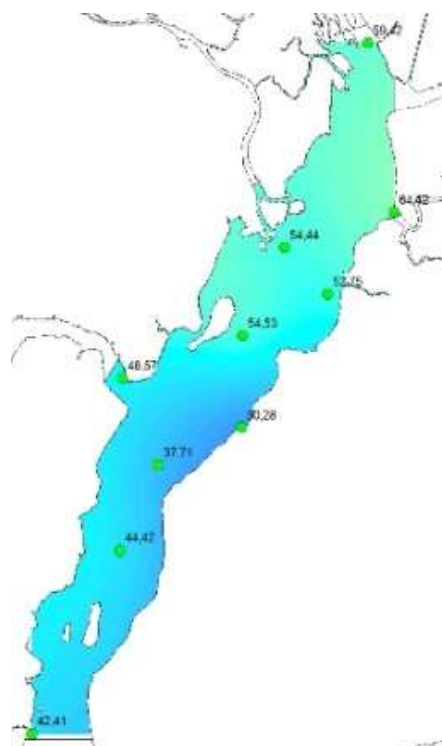
a) Enchente - quadratura 21/01/2010
Máxima: 144,3 / Mínima: 43,8 / Média: 70,0



b) Vazante - quadratura 21/01/2010
Máxima: 57,6 / Mínima: 22,1 / Média: 45,6



c) Enchente - sizígia 28/01/2010
Máxima: 74,7 / Mínima: 42,4 / Média: 53,2



d) Vazante - sizígia 28/01/2010
Máxima: 64,8 / Mínima: 49,3 / Média: 49,3

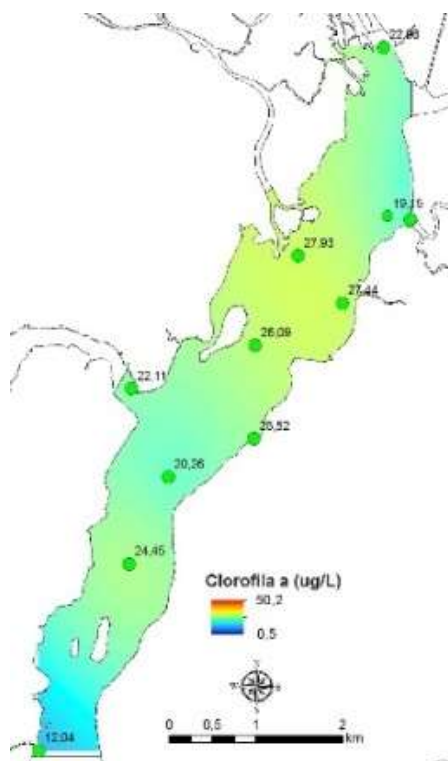
Figura 25: Modelos de distribuição de MPS (mg.L^{-1}), janeiro de 2010 na SNSEBV (Barroso et al., 2015): a) enchente quadratura; b) vazante quadratura, c) enchente sizígia e e) enchente de sizígia..

Moura et al (2011) consideram que a concentração de MPS no SEBV é baixa, com concentração superficial média na coluna d'água inferior a 35 mg.L^{-1} , com coeficiente de variação de 1,61. As maiores concentrações de MPS ocorrem durante períodos de maior velocidade das correntes de enchente e vazante de maré, quando há maior turbulência e conseqüentemente ressuspensão dos sedimentos. Embora Moura et al (2011) considerem a concentração baixa, os autores não apresentam qualquer valor de referência. O aumento e a diminuição das concentrações de MPS estão associados com períodos de maior e menor velocidade das correntes, respectivamente, e inclusive com a contribuição de sedimento para coluna d'água através de processos de ressuspensão e deposição.

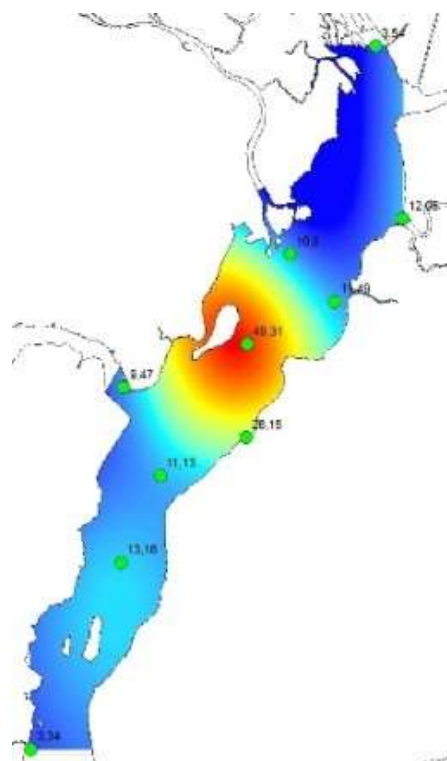
A maior concentração de MPS na superfície da coluna d'água foi mais evidente durante a maré vazante. Isso pode estar associado ao baixo aporte continental de MPS nessa condição da maré, decorrente de vazões fluviais muito baixas. Fato este também associado ao observado nos modelos de distribuição da salinidade, com tendência de estratificação na coluna d'água mais evidente na vazante. Segundo Moura et al (2009), isso pode estar relacionado com as feições morfológicas e à dinâmica sedimentar do fundo, que proporcionam uma maior ressuspensão do sedimento, principalmente nas seções mais rasas do sistema estuarino, onde ocorre turbulência associada a variação de maré e pela ação do vento na coluna d'água.

As concentrações de séston na SNSEBV não são significativamente elevadas, se comparadas com outros sistemas estuarinos com características similares. Embora receba contribuição antrópica de outros efluentes tributários, o que pode influenciar a variação de séston ao longo de toda SNSEBV.

As maiores variações de clorofila-a foram registradas durante a maré vazante de sizígia ($\pm 29,20$), com concentrações maiores ao registrado por Barroso (2015) (Figura 26). As concentrações de clorofila-a indicam que a SNSEBV apresenta uma tendência ao padrão eutrófico, com pico máximo de $136 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ principalmente nas marés vazante de quadratura. Barroso et al (2015) encontraram máxima de clorofila de $49,3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. Grillo et al (2016) também diagnosticaram que o sistema estuarino está em processo de eutrofização, com destaque aos valores mensurados para clorofila α , que variaram de 0,61 a $6,72 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$.



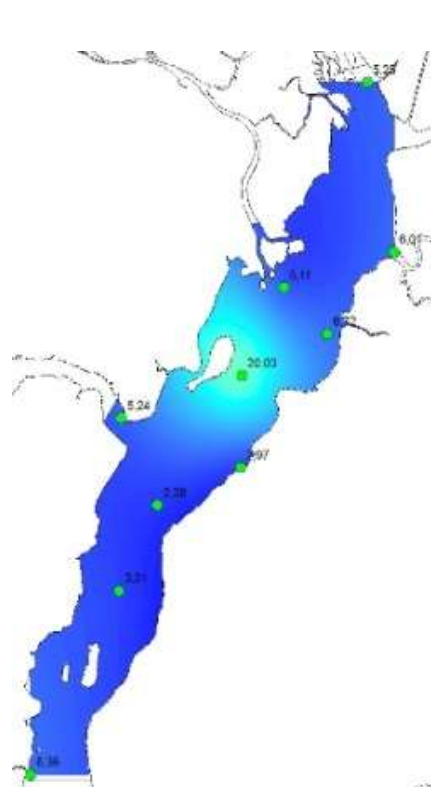
a) Enchente - quadratura 21/01/2010
Máxima:28,1 / Mínima:12,0 / Média:23,2



b) Vazante - quadratura 21/01/2010
Máxima:50,3 / Mínima:3,34 / Média:15,4



c) Maré – sizígia 28/01/2010
Máxima:10,5 / Mínima:3,7 / Média:6,6



d) Vazante - sizígia 28/01/2010
Máxima:20,1 / Mínima: 0,5 / Média:6,4

Figura 26: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV (Barroso et al., 2015): a) enchente quadratura; b) vazante quadratura, c) enchente sizígia e e) enchente de sizígia.

2.7 CONCLUSÕES

A condição hidrológica fluvio-estuarina da SNSEBV é de baixa hidrodinâmica. Os regimes de vazão fluvial do RSMV e alturas de marés são as principais forças que atuam na distribuição do séston na SNSEBV. A descarrega de água doce do RSMV tem menos influência na distribuição do séston na SNSEBV, que é condicionada predominantemente pelas marés.

A SNSEBV detém de baixo volume ($2,5 \times 10^7 \text{ m}^3$), haja visto que se trata de um sistema estuarino raso e com baixa influência fluvial, tendo apresentado padrão de estiagem prolongado durante maior parte dos anos de 2015 e 2016, com baixa vazão do RSMV. Nessas condições a variação espaço-temporal de séston, salinidade e clorofila-a na SNSEBV foi baixa, com maiores variações durante as marés vazantes de sizígia dos meses que apresentam maior vazão fluvial. A carga de MPO e nutrientes neste caso é oriunda principalmente de outros tributários, tal como o rio Bubu e do próprio manguezal da Baía de Vitória.

Como isso, espera-se maior magnitude de filtração por *C. rhizophorae*. No período chuvoso, outubro de 2015 a abril de 2016, a SNSEBV comportou-se de forma distinta, com significativas concentrações de clorofila-a, salinidade, MPS, decorrente do menor aporte fluvial.

Considera-se no pretente capítulo uma contribuição em relação ao entendimento da distribuição de séston na SNSEBV. Essa característica condiciona a melhor análise dos aspectos ecofisiológicos do serviço ambiental de regulação do séston da SNSEBV oferecido por *C. rhizophorae*, que será tratada no capítulo seguinte.

2.8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Albino, J. Processos de Sedimentação atual e morfodinâmica das Praias de Bicanga a Povoação, ES. *Tese de Doutorado* (Geociências). Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 1999.

Albino, J.; Paiva, D. S.; Machado, G. M. (2001). Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosiva e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. *Geografares*. Vitória – ES. Nº 2. p.7.

- Albino, J.; Vale, C. C.; Gomes, R. C. (2005). *Modelagem, monitoramento, erosão e ocupação costeira: descrição climática do litoral do Espírito Santo. Relatório de Pesquisa*, Vitória: Instituto do Milênio/RECOS.
- Almeida, L. G. Silva, M. F. & Vale, C. C. (2007). Análise multi-temporal da Baía de Vitória (ES) utilizando sensoriamento remoto. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Florianópolis, Brasil. INPE, p. 4557-4564.
- Alvarenga, L., Nalesso, R. C. (2006). Preliminary assessment of the potential for mangrove oyster cultivation in Piraquê-açu River Estuary (Aracruz, ES). *Brazilian archives of Biology and Technology*. 49(1):163-169.
- Andersen, J. H.; Conley, D. J. (2009). Towards better understanding and management strategies. *Hydrobiologia*. 629(1):1-4.
- Azevedo, H. G. (1980). Estudo ecológico da região de Itamaracá, Brasil. XI. Regime alimentar da ostra *Crassostrea rhizophorae* Guilding, 1828 (Pelecypoda, Filobranchia, Ostreidae). *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco*, 15:343-55.
- Azevedo, R. V., Tonini, W. C. T., Santos, M. J. M., Braga, L. G. T. (2015). Biofiltration, growth and body composition of oyster *Crassostrea rhizophorae* in effluents from shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Revista ciência agrônômica*. 46(1):193-203.
- Baird, D., Christian, R. R., Peterson, C. H., Johnson, G. A. (2004). Consequences of hypoxia on estuarine ecosystem function: Energy diversion from consumers to microbes. *Ecological Applications*. 14:805-822.
- Ballech, E. (1988). *Los dinoflagelados del Atlântico Sudoccidental*. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación, Madrid. 310p.
- Barbier, E. B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*. 22:177–229.
- Barbier, E. B.; Hacker, S. D.; Kennedy, C.; Koch, E. W.; Stier, A. C.; Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81:169–193.
- Barbier, E. B. (2013). Valuing Ecosystem Services for Coastal Wetland Protection and Restoration: Progress and Challenges. *Resources*. 2:213-230.
- Barille, L., Prou, J., He´ral, M., and Razet, D. (1997). Effects of high seston concentrations on the feeding, selection, and absorption of the oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 212:149–172.
- Barros Filho, G. C. De. (2002). Identificação dos processos físicos na hidrodinâmica das águas do enorno da baía de Vitória. *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Barroso, G. F.; Dias JR, C.; Guntzel, A. 1997. Preliminary assessment of the eutrophication potential of sewage effluents of four wastewater treatment plants in Espírito Santo State (Brazil). *Verhandlung International Verein Limnology*. 26:666-670.

- Barroso, G. F. (2004), Development of an evaluation framework for sustainable bivalve aquaculture: a strategic plan approach in Espírito Santo, Brazil. *PH Thesis*, University of Victoria, Canadá. 229p.
- Barroso, G. F.; Bertoldi, L.; Neto, R. R. (:2015). Avaliação ambiental integrada de ambientes estuarinos: Estudo de caso do sistema estuarino da grande Vitória (Espírito Santo). *Relatório de Pesquisa*, Edital 04 de 2008, Fundo de Apoio à ciência e Tecnologia do município de Vitória - FACITEC.
- Bayne , B. L.; Brown, D. A.; Burns, K.; Dixon, D. R.; Ivanovici, A.; Livingstone, D. R.; Lowe, D. M.; Moore, M. N.; Stebbing, A. R. D.; Widdows, J. (1985). *The effects of stress and pollution on marine animals*. Praeger , New York , p.161-178.
- Bayne, B. (2017). *Biology of Oysters*, (1st edition). Academic Press. 860p.
- Beck, M. W; et al. (2011). Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. *Bioscience*. 61:107–116.
- Beninger P. G., Valdizan A., Decottignies P., Cognie B. (2008). Impact of seston characteristics on qualitative particle selection sites and efficiencies in the pseudolamellibranch bivalve *Crassostrea gigas*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 360:9–14.
- Bernard, F. R. (1983). Physiology and the mariculture of some northeastern Pacific bivalve mollusks. *Canadian Spec. Public Fish Aquatic Science*. 28p.
- Bertoldi, L. (2014). Avaliação do estado trófico de um sistema estuarino tropical a partir do índice Trófico TRIX. *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES. 90p.
- Borja, A.; Murillas-maza, A.; Pascual, M.; Uyarra, M. (2015). Marine and Coastal Ecosystems: Delivery of Goods and Services, Through Sustainable Use and Conservation. In: CHICHARO et al (Eds.) *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. p.83-105.
- Bortone, S.A. (2004). *Estuarine Indicators*. Gulf of Mexico Fishery Management Council, Tampa, Florida, USA. CRC Press Boca Raton, 142p.
- Boynton, W. R.; Garber, J. H.; Summers, R.; Kemp, W. M. (1995). Input, transformations, and transport of nitrogen and phosphorus in Chesapeake Bay and selected tributaries. *Estuaries*. 18:285-314.
- Burrough, P. A., Macdonnell, R. A. (1998). *Principles of geographical information systems*. Oxford, Oxford University Press.
- Bužančić, M.; GLADAN, Ž.N. Marasović, I.; Kušpilić, G.; Grbec, B. (2016). Eutrophication influence on phytoplankton community composition in three bays on the eastern Adriatic coast. *Oceanology*. 58(4):302-316.
- Buzzelli, C., Parker, M., Geiger, S., Wan, Y., Doering, P., Haurert, D. (2013). Predicting system-scale impacts of oyster clearance on phytoplankton productivity in a small subtropical estuary. *Environmental Modeling and Assessment*. 18:185-198.
- Caliman, A. (1997). *Projeto de Macrozoneamento Costeiro do Estado do Espírito Santo – Litoral Norte*. Vitória: Instituto Jones dos Santos Neves. 47p.

- Carranza, A., Defeo, O., Beck, M. (2009). Diversity, conservation status and threats to native oysters (Ostreidae) around the Atlantic and Caribbean coasts of South America. *Aquatic Conservation Marine Freshwater Ecosystems*. 19:344-353.
- Casasbellas, M. A. C. (1991). *Depuración de Moluscos*. Xunta de Galicia, v.18.
- Castro, M. de S. M. (2001). Análise da Influência das Águas do Canal da Passagem Sobre o Padrão de Escoamento na Baía do Espírito Santo. *Dissertação de Mestrado* (Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Cerco, C. F.; Noel, M. R. (2007). Can oyster restoration reverse cultural eutrophication in Chesapeake Bay? *Estuaries and Coasts*. 30: 331–343.
- Cerco, C. F.; Noel, M. D. (2010). Monitoring, modeling, management impacts of bivalve filter feeders in oligohaline and tidal fresh regions of the Chesapeake Bay system. *Ecological Modeling*. 221(1):054-1,064.
- Chacaltana, J. T. A.; Marques, A. C.; Rigo, D.; Pacheco, C. G. (2003). Influência do manguezal no padrão de escoamento do sistema estuarino da Ilha de Vitória – ES. *In: V Semana Estadual de Meio Ambiente (SESMA)*, Vitória, p. 1-7.
- Chacaltana, T. S. A. (2007). Mapeamento de áreas de sensibilidade ambiental ao derrame de óleo na Baía de Vitória, ES. *Dissertação de mestrado*. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- Chagas, L.P.; Joyeux, J.-C.; Fonseca, F.R.(2006). Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*. 86: 861-875.
- Christo, S. W. (2006). Biologia reprodutiva e ecologia de ostras do gênero *Crassostrea* Sacco, 1897 na Baía de Guaratuba (Paraná-Brasil): um subsídio ao cultivo. *Tese de Doutorado*, Zoologia, Universidade Federal do Paraná.
- Chicharo, L.; Müller, F.; Fohrer, N. (2015). *Ecosystem services and river basin Ecohydrology*. Springer. 354p.
- Chicharo, L.; Hamadou, R. B.; Amaral, A.; Range, P.; Mateus, C.; Piló D.; Marques, R.; Morais, P.; Chicharo, M. A. (2009). Application and demonstration of the Ecohydrology approach for the sustainable functioning of the Guadiana estuary (South Portugal). *Ecohydrology & Hydrobiology*. 9(1):55-71.
- Chu, F. E.; Volety, A. K.; Constatin, G. (1994). Synergistic effects of temperature and salinity on the response of oysters (*Crassostrea virginica*) to the pathogen *Perkinsus marinus*. *Journal of Shellfish Research*. 13:293-310.
- Cloern, J. E. (1982). Does the benthos control phytoplankton biomass in South San Francisco Bay? *Marine Ecology Progress Series*. 9:191–202.
- Coen L. D., Brumbaugh R. D., Bushek D., Grizzle R., Luckenbach M.W., Posey M. H., Powers S. P., Tolley S. G. (2007). Ecosystem services related to oyster restoration. *Marine Ecology Progress Series*. 341:303-307.

- Costanza, R., Darge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., Van Den Belt, M. (1997). The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260.
- Costanza, R.; Kubiszewski, I. (2012). The authorship structure of ecosystem services as a transdisciplinary field of scholarship. *Ecosystem Services*. 1:16-25.
- Constanza, R. de Groot, R., Sutton, P. Ploeg, S. V. D., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*. 26:152-158.
- Costanza, R. (2008) Ecosystem Services: Multiple Classification Systems Are Needed. *Biological Conservation*.141(2):350-352.
- Cranford, P. J.; D. A. Evans; S. E. Shumway.(2011). Bivalve filter feeding: variability and limits of the aquaculture biofilter. *Shellfish aquaculture and the environment*. 81–124.
- Crossman, N.; Burkhard, B.; Nedkov, S. (2012). Quantifying and mapping ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystems Services Management*. 8:1–185.
- Dalmaschio, R. G., (2008). Análise da Vazão e Descarga Sólida na Região de Transição Entre o Estuário e o Rio Santa Maria da Vitória – ES, Brasil. *Monografia de Graduação*, Programa de Graduação em Oceanografia, UFES, Vitória.
- Dame, R. e Libes, S. (1993). Oyster reefs and nutrient retention in tidal creeks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 171:251–258.
- Dame, R. F. (1993). *Bivalve Filter Feeders and Coastal and Estuarine Ecosystem Processes*. Springer Verlag, Heidelberg. 579 p.
- Dame, R. F. (1993). The role of bivalve suspension-feeder material fluxes in estuarine ecosystems. In: *Bivalve suspension-feeders in estuarine and coastal ecosystem processes*, Dame, R. F. Ed. Heidelberg: Springer-Verlag, p.245-69.
- Dame, R. F. (1996). *Ecology of marine bivalves: An Ecosystem Approach*. Boca Raton, CRC Press. 283p.
- Dame, R. F.; Prins, T. C. (1998). Bivalve carrying capacity in coastal ecosystems. *Aquatic Ecology*. 31:409-421.
- Dame, R. F.; Spurrier, J. D.; Wolaver, T. G. (1989) Carbon, nitrogen and phosphorus processing by an oyster reef. *Marine Ecology Progress Series*. 54: 249–256.
- Daily, G. C. (1997). Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. *Island Press*, Washington, DC. 392p.
- Defosse, J. M., M Hawkins, A. J. S. (1997). Selective feeding in shellfish: size-dependent rejection of large particles within pseudofaeces from *Mytilus edulis*, *Ruditapes phippinarum* and *Tapes decussatus*. *Marine Biology*. 129(1):139-174.

- De Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. (2002). A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*. 41:393–408.
- De Jonge, V. N.; Pinto, R.; Turner, R. K. (2012). Integrating ecological, economic and social aspects to generate useful management information under the EU Directives' 'ecosystem approach'. *Ocean & Coastal Management*. 68:169-188.
- Dixit, A.; Pindyck, R. (1994). Investment under Uncertainty. Princeton, *Princeton University Press*, 468 p.
- Dué, A.; Costa, M. M. da S.; Filho, E. A. S.; Guedes, E. A. C. (2010). Food items of *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) (Bivalvia: Ostreidae) cultivated in a tropical estuary in Northeast Brazil. *Bioikos*. 24(2):83-93.
- Elliott, M.; Burdon, D.; Hemingway, K. L.; Apitz, S. E. (2007). Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science e a revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 74:349-366.
- Elliott, M.; Whitfield, A. K. (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 94:306-314.
- ESRI. How Spline Works. (2017). Disponível em: <http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/index.html#//009z00000078000000>. Acesso em: 27 de junho de 2017.
- Farber, J. H.; Constanza, R.; Childers, D. L.; Erickson, J.; Gross, K.; Grove, M.; Hopkinson, C. S.; Kahn, J.; Pincetl, S.; Troy, A.; Warren, P; Wilson, M. (2006). Linking ecology and economics for ecosystem management. *Bioscience*. 56 (2):121-133.
- FAO (2016). The state of world fisheries and aquaculture (www.fao.org, acesso em outubro de 2016).
- Fegley S. R., MacDonald B. A., Jacobsen T. R. (1992). Short-term variation in the quantity and quality of seston available to benthic suspension feeders. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 34:393–412.
- Feitoza, L. R. ; Castro, L. L. F. de; Resende, M.; Zangrande, M. B.; Stocking, M.; Borel, R. M. A.; Fulin, E. A.; Cerqueira A. F.; Salgado, J. S.; Feitoza, H. N.; Stock L. A.; Dessaune Filho, N. (1997). Map of natural units of Espírito Santo State, Brazil. Enschede. *Instrumental Transcommunication Journal*. 3/4:1-38.
- Feitoza, L. R.; Stocking, M.; Resende, M. (2001). *Natural Resources Information Systems for Rural Development: Approaches for Espírito Santo State, Brazil*. Vitoria – ES. INCAPER (in pint.). 200p.
- Ferreira, A. C.; Lacerda, L. D. (2016). Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean & Coastal Management*. 125:38-46.
- Filgueira r., Labarta U., Fernandez-Reiriz m. J. (2006). Flow-through chamber method for clearance rate measurements in bivalves: design and validation of individual chambers and mesocosm. *Limnology and Oceanography Methods*. 4:284–292.

- Fonseca, F. R. (2003). Distribuição espacial e temporal da ictiofauna da baía de Vitória, ES. *Monografia* (Graduação de Ciências Biológicas) Universidade Federal do Espírito Santo.
- Fulford, R. S., Breitburg, D. L., Newell, R. I. E., Kemp, W. M., Luckenbach, M. (2007). Effects of oysters population restoration strategies on phytoplankton biomass in Chesapeake Bay: a flexible modeling approach. *Marine Ecology Progress Series*. 336:43–61.
- Galvão, M. S. N., Pereira, O. M., Machado, I. C., Henriques, M. B. (2000). Aspectos reprodutivos da ostra *Crassostrea brasiliiana* de manguezais do estuário de Cananéia, SP (25°S; 48°W). *Boletim do Instituto de Pesca*. 26(2):147-162.
- Gosling, E. (2015). *Marine Bivalves Mollusks*. 2ª Ed. 524p.
- Grabowski, J. H., Brumbaugh, R. D., Conrad, R. F., Keeler, A. G., Opaluch, J. J., Peterson, C. H., Piehler, M. F., Powers, S. P., Smith, A. R. (2012). Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. *Bioscience*. 62(10): 901-909.
- Gregor, J., R., Geris, B., Marsalek, J; Hetesa, P. M. (2005). *In situ* quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. *Hydrobiologia*. 548:141–151.
- Grillo, C. F., Boina, C. D., Pinto, T. K. O., Vicente, M. A., Castro, E. V. R., Barroso, G. F., Neto, R. R., Santos, C. C. (2016). A survey of the eutrophication state of an urbanized tropical estuary, the case of the Great Vitória Estuarine System, Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology*. 20(1):21-28.
- Grizzle, R. E.; Greene, J. K.; Luckenbach, M. W.; Coen, L. D. (2006). A new *in situ* method for measuring seston uptake by suspension-feeding bivalve mollusks. *Journal of Shellfish Research*. 25(2):643-649.
- Grizzle, R.E., Greene, J. K., Coen, L. D. (2008). Seston removal by natural and constructed intertidal eastern oyster (*Crassostrea virginica*) reefs: a comparison with previous laboratory studies, and the value of *in situ* methods. *Estuaries and Coasts*. 31:1208-1220.
- Guimarães, A. G. (2006). Tempo de residência da água e estado trófico da porção interna do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus-BA. *Dissertação* (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente), Universidade Estadual de Santa Cruz. 118p.
- Guimarães, I. M., Antonio, I. G., Peixoto, S., Olivera, A. (2008). Influência da salinidade sobre a sobrevivência da ostra-do-mangue, *Crassostrea rhizophorae*. *Arquivos de Ciências do Mar*. 41(1):118 – 122.
- Habitec Engenharia Sanitária e Ambiental Ltda. (1997). *Diagnóstico do Plano Diretor das Bacias dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu*. Relatório Diagnóstico – Vol. 1, 2 e 3, disponível em Consórcio Rio Santa Maria e Jucu, Vitória.
- Havens, K. E. (2015). Climate Change: Effects on Salinity in Florida's Estuaries and Responses of Oysters, Seagrass, and Other Animal and Plant Life. *Florida Sea Grant Program*, University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences. <http://edis.ifas.ufl.edu/SGEF-218>.

Hawkins, A. J. S; Bayne, B. L; Bougrier, S; Héral, M; Iglesias, J. I. P; Navarro, E. (1998). Some general relationships in comparing the feeding physiology of suspension-feeding bivalve mollusks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 219: 87-103.

HIDROWEB. Sistema de Informações Hidrológicas (2016). Versão 1.0.8. Brasília: Agência Nacional de Águas. Download em <http://hidroweb.ana.gov.br>.

Hily, C. (1991). Is the activity of benthic suspension feeders a factor controlling water quality in the Bay of Brest? *Marine Ecology Progress Series*. 69:179-188.

Hobbie, J. E. Ed. (2000). *Estuarine science: a synthetic approach to research and practice*. Washington, D.C., Island Press.

Hossain, MD. S.; Hein, L.; RIP, F. I.; Dearing, J. A.(2015).Integrating ecosystem services and climate change responses in coastal wetlands development plans for Bangladesh. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 20:241–261.

Howarth, R., Ed. (2000). Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution. Washington, D.C. *National Academies Press*.

Huber, M. (2010).Compendium of Bivalves.A full-color Guide to 3300 of the World's Marine Bivalves. *A Status on Bivalvia after 250 years of research*. Conch Books, Hackenheim.

Iglesias J. I. P., Urrutia M. B., Navarro E., Ibarrola, I. (1998). Measuring feeding and absorption in suspension-feeding bivalves: an appraisal of the biodeposition method, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 219:71-86

Jacobs, S.; Vandenbruwaene, W.;Vredos, D.; Beauchard, O.; Boerema, A.; Wolfstein, K.; Maris, T.; Saathof, S.; Meire, P. (2013). A participative ecosystem service mapping of four industrialized estuaries. Transboundary water management across borders and interfaces: present and future challenges. *Proceedings of the TWAM 2013 International Conference & Workshops*. 6 p.

Jmeliova, N. N. & Sanz, J. (1969). Respiración y algunas particularidades de la alimentación del ostión *Crassostrea rhizophorae* Guilding. *Serie Oceanológica*. 3:1-20.

Jones, C. G., Lawton, J. H., Shachak, M. (1994).Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*. 69:373-386.

Jørgensenc. B. (1996). Bivalve filter feeding revisited. *Marine Ecology Progress Series*.142: 287-302.

Joyeux, J. C.; Pereira, B. B.; Almeida, H. G. de. (2004). The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a Brazilian tropical estuary. *Journal of Plankton Research*. 26(11):1277–1287.

Kach, D. J.; Ward, J. E. (2008). The role of marine aggregates in the ingestion of picoplanktonsize particles by suspension-feeding mollusks. *Marine Biology*. 153(5):797-805.

Kasperski, S.; Wieland, R. (2009). When is it optimal to delay harvesting? The role of ecological services in the northern Chesapeake Bay oyster fishery. *Marine Resource Economic*. 24:361–385.

- Kellogg, M. L., Smyth, A. R., Luckenbach, M. W., Carmichael, R. H., Brown, B. L., Cornwell, J. C., Piehler, M. F., Owens, M. S., Dalrymple, D. J., Higgins, C. B. (2014). Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *estuarine, Coastal and Shelf Science*. 151:156-168.
- Kemp, W. M.; Boynton, W. R.; Adolf, J. E.; Boesch, D. F.; and 13 others. (2005). Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series*. 303:1–29.
- Konrad, C. P. (2014). Approaches for evaluating the effects of bivalve filter feeding on nutrient dynamics in Puget Sound, Washington: U.S. *Geological Survey Scientific Investigations Report*. 22 p.
- Kramer, K. J. M.; Brockmann, U. W., Warwick, R. M. (1994). *Tidal estuaries: manual sampling and analytical procedures*. Rotterdam, A. A. Balkema Publishers.
- La Peyre, M. K., Geaghan, J., Decossas, G., La Peyre, J. F. (2016). Analysis of environmental factors influencing salinity patterns, oyster growth, and mortality in lower Breton Sound Estuary, Louisiana, using 20 years of data. *Journal of Coastal Research*. 32(3): 519-530.
- Lei Federal nº. 4.771, 15/09/65.
- Leite, T. A. (2012). Variação Espacial e Temporal da Salinidade no Sistema Estuarino do rio Piraque-Açú (Aracruz, ES). *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória. 101p.
- Lemos, M. B. N.; Nascimento, I. A.; Araújo, M. M. S.; Pereira, S. A.; Bahia, I., Smith, D. H. (1994). The combined effects of salinity, temperature, antibiotic and aeration on larval growth and survival of the mangrove oyster, *Crassostrea rhizophorae*. *Journal of Shellfish Research*. 13:187-192.
- Lenihan, H. S. (1999). Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. *Ecology Monog*. 69:251–275.
- Lenz, T., Boehs, G. (2011), Ciclo reproductivo del ostión de manglar *Crassostrea rhizophorae* (Bivalvia: *Ostreidae*) en la Bahía de Camamu, Bahia, Brasil. *Revista de Biología Tropical*. 59(1):137-149.
- Levinton, J. S. (1995). *Marine biology, function, biodiversity, ecology*. Oxford University Press. 515p.
- Li, Y.; Deng, H.; Dong, R. (2014). Prioritizing protection measures through ecosystem services valuation for the Napahai Wetland, Shangri-La County, Yunnan Province, China. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*. 22(2):142–150.
- Lima, T. M. J. (2011). Efeito da frequência de inundação na estrutura do manguezal da Baía de Vitória, Espírito Santo, Brasil. *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 84p.
- Livingston, R. J., F. G. Lewis, G. C. Woodsum, X.-F. Niu, B. Galperin, W. Huang, J. D. Christensen, M. E. Monaco, T. A. Battista, C. J. Klein, et al. (2000). Modeling oyster population response to variation in freshwater input. *Estuaries, Coasts, Shellfish Science*. 50:655–672.

- Livingston, R. J. (2015). *Climate change and coastal ecosystems: Long-term effects of climate and nutrient loading on trophic organization*. CRC Press. 524p.
- Lotze, H.K., H.S. Lenihan, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R.G. Cooke, M.C. KAY, S.M. Kidwell, M.X. Kirby, C.H. Peterson, AND J.B.C. Jackson. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*. 312(5781):1806-1809.
- Lucas, P. S. (2002). Influência de uma estação de tratamento de esgoto sobre um sub-sistema estuarino (Canal da Passagem, Vitória, ES): comunidade fitoplanctônica e nutrientes. *Dissertação de mestrado*. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais. Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF, campos dos Goitacazes - RJ. 132p.
- Luckenbah, M. W., Coen, L. D., Ross, P. G. Jr., Stephen, J. A. (2005). Oyster reef habitat restoration: relationships between oyster abundance and community development based on two studies in Virginia and South Carolina. *Journal of Coastal Research*. 40:64-78.
- Lund, J. W. et al. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimation by counting. *Hydrobiologia*. 11:143-170.
- Mann, R. (2005). So how do oyster larvae disperse? Theoretical and time frame considerations. *Journal of Shellfish research*. 24(2):665.
- Marchioro, E. (2012). A incidência de frentes frias no município de Vitória (ES). *Acta Geológica, Boa Vista, Ed Esp. Climatologia Geográfica*. 4960 DOI: 10.5654/ACTAGEO2012.0002.0003.
- Martin¹, L.; Suguio, K.; Flexor, J. M.; Archanjo, J. D. (1996). Coastal quaternary formations of the southern part of the State of Espírito Santo (Brazil). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 68(3): 389-404.
- Martin², L.; Suguio, K.; Flexor, J. M.; Dominguez, J. M. L.; BITTENCOURT, A. C. S. P. (1996). Quaternary sea-level history and variation in dynamics along the central Brazilian coast: consequences on coastal plain construction. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 68(3):303-452
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC. 155p.
- Moura, M. G; Veronez JR, P; Bastos, A. C; Quaresma, V.S. (2009). Variação diária de correntes, salinidade e material particulado em suspensão em um ponto do sistema estuarino da baía de Vitória – ES. in: *IV Congresso Argentino do Cuaternário y Geomorfología*. 33-39.
- Moura, M. G; QUaresma, V. S; Bastos, A. C; Veronez Jr, P. (2011). Field observations of SPM using ADV, ADP, and OBS in a shallow estuarine estuarine system with low SPM concentration - Vitória Bay, SE Brazil. *Ocean Dynamics*. 61:273-283.
- Müller, F.; Fohrer, N.; Chicharo, L. (2015). The basic ideas of the ecosystem services concept. In: CHICHARO et al (Eds.) *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. 7-33.

- Nalesso, R. C.; Paresque, K.; Piumbini, P. P.; Tonini, J. R. F.; Almeida, L. G., Níckel, V. M. (2008). Oyster spat recruitment in Espírito Santo State, Brazil, using recycled materials. *Brazilian Journal of Oceanography*. 56(4):281-288.
- Nascimento, I. A.; Pereira, S.A. (2004). Cultivo da ostra de mangue *Crassostrea rhizophorae* (Guilding 1828). In: Poli, C.R. et al. (Eds.). *Aquicultura*. 267-288.
- Nascimento, I. A. (1983). Cultivo de ostras no Brasil: Problemas e perspectivas. *Ciência & Cultura*. 35(7):871-876.
- Nascimento, I. A. (1991). *Crassostrea rhizophorae* (Guilding) and *C. brasiliana* (Lamarck) in South and Central America. Chapter 10. In *Estuarine and marine bivalve mollusk culture*. Winston Menzel, Florida, USA, CRC Press Inc. 125-134.
- Nascimento, T. F., Chacaltana, J. T. A., Piccoli, F. P. (2013). Análise da influência do alargamento de um estreitamento na hidrodinâmica do Canal da Passagem, Vitória-ES, através de Modelagem Numérica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. 18(3):31-39.
- Navarro, E, JIP Iglesias, A Perez Camacho, V Labarta & R Beiras. (1991). The physiological energetics of mussels (*Mytilus galloprovincialis*, Lmk) from different cultivation rafts in the ria the Arosa (Galicia, N.W. Spain). *Aquaculture*. 94:197-212.
- Nelson, E, et al. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7:4–11.
- Nelson, E. J.; Kareiva, P.; Ruckelshaus, M.; Arkema, K.; Geller, G.; Glrvez, E.; Goodrich, D.; Matzek, V.; Pinsky, M.; Reid, W.; Saunders, M.; Semmens, D.; Tallis, H. (2013). Climate change's impact on key ecosystem services and the human well-being they support in the US. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 11:483–893.
- Neto, R. R.; Barroso, G.F.; Oliveira, T. K. P. de. (2006). Utilização e Biomarcadores Lipídicos na Avaliação da Poluição Ambiental na Baía de Vitória e Canal da Passagem. *Relatório final – FACITEC*, Vitória-ES.
- Newell, C. R.; Shumway, S. E.; Cucci, T. L.; Selvin, R. (1989). The effects of natural seston particle size and type on feeding rates, feeding selectivity and food resource availability for the mussel *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758 at bottom culture sites in Maine. *Journal Shellfish Research*. 8:187-196
- Newell, C. R. (1965). The role of detritus in the nutrition of two marine deposit feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*, *Proceedings of the Zoological Society of London*. 144:25-45.
- Newell, C. R.; Jordan, S.J. (1983). Preferential ingestion of organic material by the American Oyster *Crassostrea virginica*, *Marine Ecology Progress Series*. 13:47-537.
- Newell, C. R.; Cornwell, J. C.; Owens, M. S. (2002) Influence of simulated bivalve biodeposition and microphytobenthos on sediment nitrogen dynamics: Laboratory study. *Limnology Oceanography*. 47:1367-1379.

Newell, C. R., Koch, E. W. (2004). Modeling seagrass density and distribution in response to changes in turbidity stemming from bivalve filtration and seagrass sediment stabilization. *Estuaries*. 27:793–806.

Newell, C. R.; Kemp, W. M.; Hagy J. D. III.; Cerco, C. F.; Testa, J. M.; Boynton, W.R. (2007). Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy et al. *Marine Ecology Progress Series*. 341:293-298.

Nunes, A. L., Barroso, G. F., Santos, A. R. dos. (2007). Análise comparativa da batimetria do canal principal da Baía de Vitória, ES, entre os anos de 1928 e 2002. In: Moraes, A. C. de; Santoss, A. R. dos. (Org.). *Geomática e análise ambiental*. 1ed. Vitória: EDUFES. 1:97-107.

Ostrensky, A., Borghetti, J. R., Soto, D. (eds.) (2008). *Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer*. 276p.

Palmer P.J.; Rutherford B.W. (2005). Bivalves for the remediation of prawn farm effluent: identification of some potentially useful species in Southern Queensland. In: *Project Report QO04018*. Wastewater remediation options for prawn farms, Aquaculture Industry Development Initiative 2002-04, Department of Primary Industries and Fisheries pp. 50-74.

Parsons, T. R., Takahashi, M., Hargrave, B. (1984). *Biological Oceanographic Processes*, (3rd edition), Pergamon. A more advanced treatment of biological ocephy that emphasizes production processes; minimal mathematics. 344p.

Pereira, B. B.; Almeida, H. G.; Castro, L. L. M.; Vieira, G. R. A. S.; JOYEUX, J. C. (2000). Características físicoquímicas da água na entrada do sistema estuarino da Baía de Vitória, ES. V *Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. São Paulo, Publicações ACIESP. 109(2):198–205.

Perry, C. (2007). Tropical coastal environments: coral reefs and mangroves. In: Perry, C. and Taylor, K. (eds) *Environmental Sedimentology*. 302–350.

Petes, L. E., Brown, A. J., Knight, C. R. (2012). Impacts of upstream drought and water withdrawals on the health and survival of downstream estuarine oyster population. *Ecology and Evolution*. 2(7):1712-1724.

Pie, M. R.; et al. (2006). A Simple PCR-RFLP method for the discrimination of native and introduced oyster species (*Crassostrea brasiliana*, *C. rhizophorae* and *C. gigas*; Bivalvia: Ostreidae) cultured in southern Brazil. *Aquaculture Research*. 37:1598-1600.

Piehler, M. F., Smyth, A. R. (2011). Habitat-specific distinctions in estuarine denitrification affect both ecosystem function and services. *Ecosphere*. 2(1):article12, 1-17.

Pinto, R., Patrício, J., Neto, J. M., Salas, F., Marques, J. C. (2010). Assessing estuarine quality under the ecosystem services scope: Ecological and socioeconomic aspects. *Ecological Complexity*. 7:389-402.

Pollack, J. B.; Yoskowitz, D.; KIM, H.; Montagna, P. A. (2013). Role and value of nitrogen regulation provided by Oysters (*Crassostrea virginica*) in the Mission-Aransas Estuary, Texas, USA. *Plos One*, 8(6):e65314.

Pomeroy, L. R., D'Elia, L. F., Schaffner, L. C. (2006). Limits top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 325:301-309.

Puppim, L. G. (2016). Modelagem do transporte de sedimentos suspensos de origem fluvial em um estuário com presença de mangue. *Dissertação de mestrado*. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 95p.

Raymond, C. M.; Singh, G. G.; Benessaiah, K.; Bernhardt, J. R.; Levine, J.; Nelson, H.; Turner, N. J.; Norton, B.; Tam, J.; Chan, K. M. A. (2013). Ecosystem Services and beyond: using multiple metaphors to understand human–environment relationships. *Bioscience*. 63(7):536-546.

Rigo D. (2004). Análise do escoamento em regiões estuarinas com manguezais– medições e modelagem na Baía de Vitória, ES. *Tese de Doutorado*, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica, COPPE,UFRJ, Rio de Janeiro. 156 p.

Riisgård, H. R., (1988), Efficiency of particle retention and filtration rate in 6 species of Northeast American bivalves. *Marine Ecology Progress Series*. 45:217-223

Riisgård, H. R., (2001), On measurement of filtration rates in bivalves- the stony road to reliable data: review and interpretation. *Marine Ecology Progress Series*. 211:275-291.

Rios, E. C. (1994). *Seashells of Brazil*. Ed. Fundação Universidade do Rio Grande., Rio Grande. 492p.

Ruffo S; Kareiva PM. (2009).Using science to assign value to nature. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7:3-60.

Safi, K. A., Hewitt, J. E., Talman, S. G. (2007). The effect of high inorganic seston loads on prey selection by the suspension-feeding bivalve. *Atrina zelandica Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 344:136–148.

Shabman, L., Batie, S. (1978). Economic value of natural coastal wetlands: Acritique. *Coast Manage*. 4:231-247.

Sieburth, J. M. C. N; Smetacek, V., Lenz, J. (1978). Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*. 23:1256-1263.

Silva, J. R., Boehs, G. (2007). Ocorrência e distribuição de larvas de ostras *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) na Baía de Camamu, Bahia. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil - MG*. 1-2.

Sroczyńska, k., Barroso, G. F., Chicharo, L. (2012). *In situ* effective clearance rate measurement of mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) in a tropical estuary in Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 12:301-310.

Sroczyńska, k. (2012). Influence of mangrove oyster on seston removal: example from Espírito Santo, Brazil. *Dissertação de mestrado*. Master of Science in Ecohydrology, Faro, Portugal. 68p.

Sterza, J. M., Fernandes, L. F. (2006). Zooplâncton community of the Vitória bay estuarine system (Southeastern Brazil). Characterization during a three-year study. *Brazilian Journal of Oceanography*. 54(2/3):95-105.

Sterza, J. M.; Ovalle, A. R. C.; Fernandes, L. F. (2008). Zooplankton distribution and abundance related to the hydrochemistry in a tropical bay (South-east Brazil). *Cahiers de Biologie Marine*, 49 :229-245.

Sutton, A. E. Yankson, K., Wubah, D. A. (2012). The effect of salinity on particle filtration rates of the West African mangrove oyster. *Journal of Young Investigators*. 24(4):55-59.

Taylor, J. J.; Southgate, P. C.; Rose, R. A. (2004). Effects of salinity on growth and survival of silver-lip pearl oyster, *Pinctada maxima* (Sowerby). *Aquaculture*, 145:129-139.

Teubner Jr, F. J. (2016). Aportes de água e nutrientes para o sistema estuarino da baía de Vitória (ES): Subsídios para a gestão ambiental integrada. *Tese de Doutorado*. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 304p.

Tomas, C. R. (1997). *Identifying marine phytoplankton*, Academic Press, Santiago, California, USA. 858p.

Tundisi, J. G., Tundisi, T. M. (2008). *Limnologia*. São Paulo, Oficina de Texto.

Ulanowicz, R. E. & Tuttle, J. H. (1992). The trophic consequences of oyster stock rehabilitation in Chesapeake Bay. *Estuaries*. 15:298–306.

Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton metodik *Mitteilung Internationale Verreinigung fuer Theorretische und Argewandte Limnologie*. 9:1-38.

Velasco L. A.; Navarro J. K. (2003). Feeding physiology of two bivalves under laboratory and field conditions in response to variable food concentration. *Marine Ecology Progress Series*. 291:115-124.

Venice System. Symposium on the classification of brackish Waters, Venice April p.8-14, 1958. *Archives of Oceanography and Limnology*, 11:1- 248.

Veronez JR, P., Bastos, A. C., Quaresma, V. DA. S. (2009). Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de vitória, ES. *Revista Brasileira de Geofísica*. 27(4):609-624.

Viarengo, A; LOWE, D.; Bolognese, C.; Fabbri, E.; Koehler, A. (2007). The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 146:281-300.

Villarroel, E.; Buitrago, E.; Lodeiros, C. (2003). Identification of environmental factors affecting growth and survival of the Tropical Oyster *Crassostrea Rhizophorae* in suspended culture in the Golfo de Cariaco, Venezuela. *Revista Científica*. 14(1):28-35. Volety, A. K. (2008). Effects of salinity, heavy metals and pesticides on health and physiology of oysters in the Caloosahatchee Estuary, Florida. *Ecotoxicology*. 17:579-590.

- Wang, X. L., Z. G. Cui, Q. Guo, X. R. Han and J. T. Wang. 2009. Distribution of nutrients and eutrophication assessment in the Bohai Sea of China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 27(1):177–183.
- Ward, J. E. (1996). Biodynamics of suspension-feeding in adult bivalve molluscs: Particle capture, processing, and fate. *Invertebrate Biology*, 115:218-231.
- Ward, J. E., Shumway, S. E. (2004). Separating the grain from the chaff: particle selection in suspension and deposit feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 300:83-130.
- Ward, J. E. and D. J. Kach. (2009). Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by suspension-feeding bivalves. *Marine Environmental Research* 68:137–142.
- Wolanski E.; Chicharo, L. M.; Chicharo, A. T.; Morais, P. (2006). An ecohydrology model of the Guadiana Estuary (South Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 70(1-2):132-143.
- Wolanski, E., Elliott, M. (2015). *Estuarine Ecohydrology*. Elsevier Science. Second Edition. 322p.
- Wolanski, E., Andutta, F. P., Delhez, E. (2013). *Estuarine hydrology*. In: Encyclopedia of Lakes and Reservoirs. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer-Verlag,. 238-249.
- Yu, N.; Culver, D. A. (1999). Estimating the effective clearance rate and refiltration by zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in a stratified reservoir. *Freshwater Biology*. 41:481-492.
- Zamprogno, G.C.; Tognella, M. M. P.; Quaresma, V. S.; Costa, M. B.; Pascoalini, S. S.; Couto, G. F. (2016). The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(2):157-172.
- Zemlys, P., Daunys, D. (2005). Modeling particle selection efficiency of Bivalves Suspension Feeders. In: Dame, R. F., Olenin, S. (Eds). *The comparative roles of suspension-feeders in Ecosystems*. Springer. 1-9.
- Zu Ermgassen, P. S. E.; Spalding, M. D.; Grizzle, R. E.; Brumbaugh, R. D. (2013). Quantifying the Loss of a Marine Ecosystem Service: Filtration by the Eastern Oyster in US Estuaries. *Estuaries and Coasts*. 36:36-43.

CAPÍTULO 3 - Biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*

Resumo

A ostra de mangue, *Crassostrea rhizophorae*, é uma espécie chave na regulação de estuários tropicais, atuando como bifiltro e removendo partículas orgânicas em suspensão e regulando a ciclagem de nutrientes. A capacidade de filtração depende de vários fatores ambientais, como salinidade, bem como disponibilidade e qualidade de seston. O Sistema Estuarino da Baía de Vitória (sudeste do Brasil) tem uma área do ecossistema estuarino de 1.925 km² e recebe dregagem de esgotos de 1.159 milhões de habitantes, a maioria da Região Metropolitana de Grande Vitória. Nesse contexto, pretendeu-se neste capítulo, estimar o papel da ostra do mangue na remoção de séston da Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória (SNSEBV). A taxa de clareamento (TC), isto é, volume de água que é filtrada por unidade de tempo, que foi realizada *in situ* pelo método biodepósito apresentou média de 1,56 L.g⁻¹.h⁻¹. Considerando a área do manguezal da SNSEBV de 0,35 km², com predominância *Rhizophora mangle*, onde *C. rhizopohorae* se fixa ao sistema radicular, a biomassa de ostra foi estimada em 3,77 x 10⁵ kg.km⁻². A TCR foi de 7,07 x 10⁶ m³.kg⁻¹.dia⁻¹, o que corresponde a uma regulação diária de 28 % do volume da SNSEBV. Esses valores destacam a importância da ostra do mangue na regulação da qualidade da água, enfatizando sua importância ecológica e as necessidades para sustentar os principais serviços ecossistêmicos de regulação da qualidade ambiental dos estuários.

Palavras-chave: Ecofisiologia; ecohidroliia; ostra; taxa de clareamento; estuário.

Abstract

The mangrove oyster, *Crassostrea rhizophorae*, is a key species in regulating tropical estuaries as a filter feeding removing organic suspended particles, and improving nutrient cycling and water quality. The clearance capacity is dependent on environmental factors such as salinity, and seston availability and quality. The Vitória Bay estuarine system (southeastern Brazil) has a drainage area of 1,925 km² and receives the inputs of sewerage of 1,159 million inhabitants, most of them from the Great Vitoria Metropolitan Region. We aimed to estimate the role of mangrove oyster in the removal of suspended organic matter in the northern section of the Vitoria Bay estuarine system (NSVBES). The average REGULATÓRY clearance rate (RCR), estimated with the biodeposit method, was 1,56 L.g⁻¹.h⁻¹. Considering the NSVBES mangrove area of 0.35 km² with red mangrove, *Rhizophora mangle*, in which *C. rhizopohorae* grow attached to the root system, the oyster biomass was estimated in 3,77x10⁵ kg.km⁻². The overall RCR was 7,07x10⁶ m³.kg⁻¹.day⁻¹, which corresponds to a daily regulation of 28% of the NSVBES volume. These values highlight the importance of the mangrove oyster for the water quality regulation, emphasizing its ecological importance and the needs to sustain the key ecosystem services of regulating estuarine environmental quality.

Key words: Ecophysiology; ecohydrology; oyster; clearance rate; estuary.

3.1 INTRODUÇÃO

A filtração de bivalves filtradores representa a capacidade de adquirir energia pela assimilação de partículas orgânicas em suspensão no meio aquático. A biofiltração pode ser determinada pela taxa de clareamento (TC), isto é, o volume água com remoção de partículas por tempo (Dame, 1996). Segundo Dame (1996), a TC de ostras (e.g., *C. virginica*), varia de 4 a 10 L.h⁻¹ e pode atingir até 200 L.d⁻¹ (Ward, 1996). Embora, Casasbellas (1992) tenha afirmado que a capacidade de filtração de ostras é em torno de 90 a 100 L.dia⁻¹. Essas diferenças devem-se aos efeitos de uma série de fatores abióticos e bióticos locais, bem como métodos experimentais usados (Bayne 2017).

É importante diferenciar taxas de clareamento e de filtração ou bombeamento. Esta última representa a quantidade de água que passa através das brânquias, isto é, o fluxo que é produzido pela atividade ciliar (Bayne, 2017).

As ostras tem capacidade de absorver e bioacumular grande variedade de compostos, microorganismos e contaminantes químicos, como por exemplo, metais pesados e biotoxinas (Viarengo et al., 2007; Volety, 2008). A regulação das concentrações de nutrientes em excesso no ecossistema aquático por ostras vem sendo estudado e utilizado no biomonitoramento e bioremediação de descargas de efluentes em estuários (Nascimento e Pereira, 2004; Rebelo, 2001; Rebelo et al., 2005; Martins et al., 2005; Galvão et al., 2009; Mendonça et al., 2010; Pollack, et al., 2013).

As ostras, pertencentes à família Ostreidae (classe Bivalvia), são consideradas espécies chave do ecossistema estuarino, agregando importantes serviços, na composição estrutural e nos processos funcionais do ecossistema estuarino, tal como na regulação da qualidade da água estuarina. As ostras podem atuar como bioengenheiras do manguezal, bioindicadoras e biorremediadoras da qualidade da água em sistemas estuarinos (Lens e Boehs, 2011).

As ostras do gênero *Crassostrea* (Sacco, 1897) de maior interesse comercial são: *Crassostrea brasiliiana* (Lamarck, 1819), *C. rhizophorae* (Guilding, 1928), *C. gasar* (Dautzenberg, 1891), *C. gigas* (Thunberg, 1793) e *C. virginica* (Gmelin, 1791). As ostras geralmente são espécies eurialinas, adaptáveis às variações halinas de 7 a 35 psu (Bayne, 2017). No Brasil, por exemplo, a ostra do mangue consegue suportar grandes variações de salinidade em curto período

de tempo durante a estação chuvosa (Nascimento, 1999), mas segundo Guimarães (2008) o ótimo para sobrevivência está entre 15 e 25 psu, porém com maior eficiência na filtração em salinidades variando entre 20 e 30 psu. Outro fator limitante do desenvolvimento de *C. rhizophorae* é a temperatura, cujo ótimo está abaixo de 30 °C. As ostras podem atuar como bioindicadores de mudanças climáticas. O período de desova dessas espécies ocorre alternadamente ao longo do ano, podendo variar em função da variação sazonal de temperatura e salinidade, bem como disponibilidade de alimento (Nascimento, 1991; Christo, 2006). Espécies do gênero *Crassostrea*, com exceção de *C. gigas* e *C. virginica*, são adaptadas a áreas estuarinas tropicais rasas, encontradas em zonas entremarés, nas costas Atlântica e Caribenha da América do Sul, geralmente aderidas a substratos duros, rochas e raízes de árvore de *Rhizophora mangle* (Carranza, et al., 2008).

Na costa Brasileira, de norte até litoral de Santa Catarina, incluindo os sistemas estuarinos do Espírito Santo, espécies predominantes são *C. brasiliana* e *C. rhizophorae* (Christo, 2006). A ostra *C. rhizophorae* vive aderida às raízes de árvores do manguezal em zonas entremarés, dependendo da amplitude de maré local para filtrar o séston (Nascimento, 1991).

Aspectos morfológicos

A característica mais comum das ostras é o corpo mole protegido por uma concha dura formada por duas valvas calcárias rígidas. As medidas biométricas de altura, comprimento e largura de conchas de ostras são baseadas em (Kennedy et al., 1996), conforme a Figura 27.

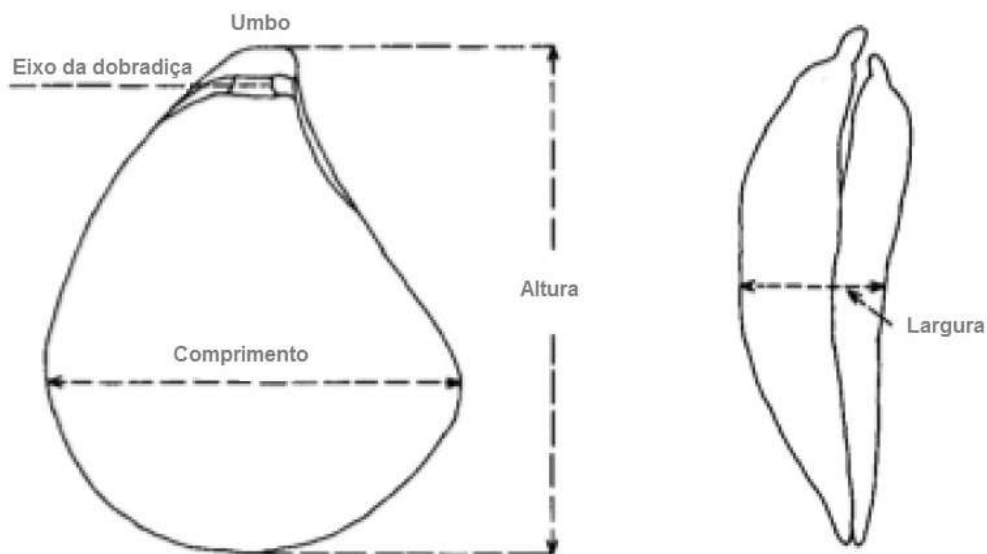


Figura 27: Medidas biométricas de altura, comprimento e largura de conchas de ostras (adaptado de Scroczyńska, 2012).

A característica morfológica de ostras é específica, com grande diversidade de formas e hábitos. Essa diversidade, muitas vezes, se diferencia inclusive entre espécies ou mesmo dentro de uma mesma espécie, principalmente em função de condições ambientais do ecossistema onde vivem.

A morfologia das ostras estuarinas, em síntese, composta por concha, manto, brânquias, músculo adutor, tratos circulatório, digestivo e nervoso, bem como a é condicionada ao modo de alimentação, excreção, reprodução, respiração e osmorregulação no habitat onde vivem. As partículas suspensas na coluna d'água são ingeridas, passando pelo manto, seguindo pelas brânquias, onde ocorre a filtração de partículas orgânicas (Newell e Jordan, 1983; Ward, 1996). A sobrevivência e distribuição de ostras no sistema estuarino é diretamente influenciada pela hidroquímica e hidrologia, desde o estágio reprodutivo, quando eliminam os gametas diretamente na água, onde ocorre a fertilização até o recrutamento em substratos para colonização bentônica (Silva e Boehs, 2007). As ostras são invertebrados gonocóricos, dióicos e ovíparos e não apresentam dimorfismo sexual (Christo, 2006; Gosling, 2015). E geralmente têm conchas bivalvas inequivalentes, com valva superior plana de tamanho menor que a inferior, grossas e largas, de cor e forma variada, compostas principalmente por carbonato de cálcio (Villarroel et al., 2003).

A diversificada morfologia externa da concha é decorrente de várias funções atuando como exoesqueleto de ligação e proteção dos músculos, proteção contra predadores e de fixação no substrato. A concha é a característica mais comumente usada na identificação das espécies de ostras. Sobre o aspecto taxonômico das ostras existem dificuldades na identificação decorrentes do polimorfismo entre espécimes e espécies, como por exemplo, a co-ocorrência das espécies nativas *C. rhizophorae* e *C. brasiliana* (Ignacio et al, 2000; Pie et al., 2006).

A ostra *C. rhizophorae* apresenta concha de forma côncava bastante variada (Nascimento, 1991). A concha também apresenta coloração variando desde esbranquiçada à amarronzada. Essa espécie atinge comprimento máximo de 65 mm na fase adulta, mas pode alcançar 100 mm (Villarroel et al., 2003).

Aspectos biofísicos da biofiltração

É cientificamente reconhecida a potencial capacidade que populações de ostras têm em remover uma fração das partículas em suspensão da coluna d'água (i.e.: séston) (Figura 28), através da alimentação, por meio da efetiva capacidade de biofiltração (e.g.: Dame, 1996; Newell, et al. 2005; Grizzel, et al. 2006). A biofiltração é também um bom indicador da remoção de fitoplâncton do sistema estuarino (Konrad, 2014).

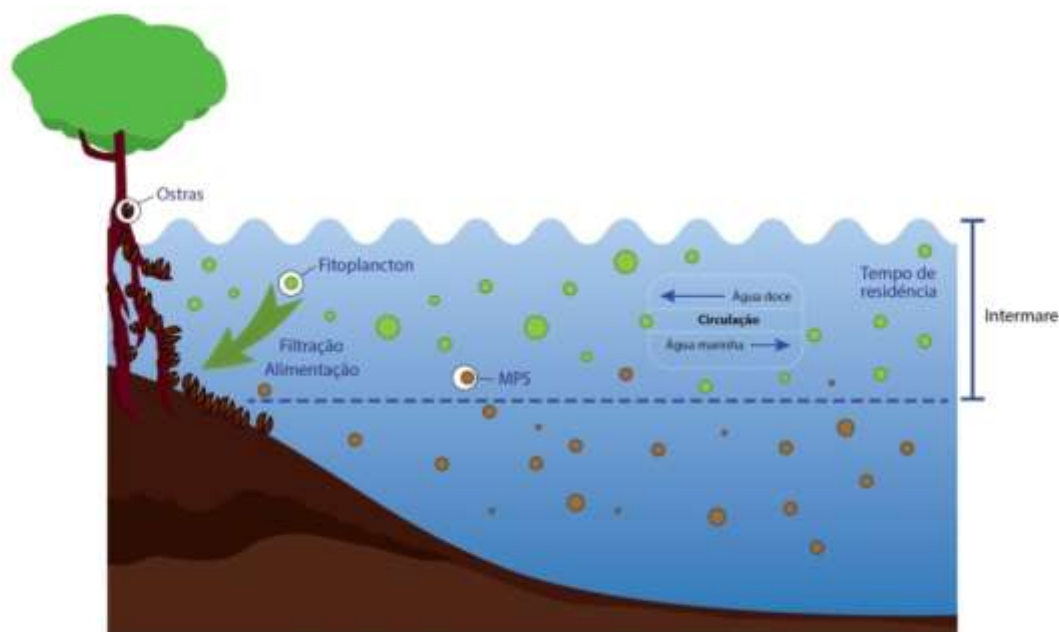


Figura 28: Aspectos biofísicos: Aporte, sedimentação e ressuspensão do MPS em estuários (adaptado de Konrad, 2014).

A biofiltração de ostras depende de estruturas ciliares para proporcionar a captura, transporte, seleção e ingestão das partículas em suspensão. A captura de partículas ocorre através do batimento dos cílios branqueais, que também servem de órgão respiratório (i.e.: brânquia) (Ward et al., 1998). As partículas em suspensão são capturadas por esses filamentos e transportadas até os palpos labiais, onde ocorre a seleção dos itens alimentares. Os batimentos ciliares sobre os filamentos branqueais promovem uma corrente de água para sifão inalante, passando através dos espaços entre os filamentos branqueais e saindo através do sifão exalante (Dame e Prins, 1998; Ward et al., 1998).

Este amplo tema de investigação envolve não apenas aspectos fisiológicos dos bivalves (e.g.: filtração), mas também processos ecossistêmicos complexos (e.g.: biodeposição). As taxas de filtração *in situ*, além das taxas de produção de fezes e pseudofezes, estão relacionadas à qualidade e quantidade dos alimentos que, por sua vez, são afetados pelas condições locais, incluindo aspectos de produtividade primária e hidrológicos (Dame e Prins, 1998). Alguns aspectos relevantes da efetividade de filtração de moluscos bivalves, tal como da ostra do mangue, são descritos a seguir:

- *Salinidade*

As ostras do mangue são capazes de se adaptar à estuários tropicais rasos (Galvão et al., 2000; Christo, 2006), estando sujeitas a consideráveis variações de condições ambientais, como salinidade. Segundo Nascimento (1991), espécimes adultas suportam salinidades variando de 7,2 a 28,8 psu, porém salinidades inferiores a 18 psu parecem ser deletérias para o desenvolvimento gonadal e larval. Um intervalo ótimo de salinidade para o desenvolvimento embrionário de *C. rhizophorae* varia em torno de 25 a 37 psu. Um estudo realizado por Guimarães et al (2008) verificou que o crescimento e sobrevivência das sementes de *C. rhizophorae* não suporta limites inferiores e superiores de salinidade de 10 e 30 psu em tempo de exposição superior. Outros estudos comprovaram que mudanças extremas de salinidade (< 8 e > 40 psu) não são toleráveis por muitas espécies de ostras, como *C. gasar*, *C. gigas* e *C. virginica* (Funio et al., 2015; Guimarães, 2008; Sutton, 2012). Quando a salinidade persiste abaixo de 10 psu por um período superior a 8 dias, as conchas das ostras se fecham e o espécime interrompe a filtração, afetando o crescimento e a reprodução (Santos e Nascimento, 1985; Guimarães et al., 2008). Quando expostas a salinidades próximas ao seu limite de tolerância ocorre a redução da taxa de ingestão, a alimentação cessa, acarretando diminuição do crescimento e mortalidade (Guimarães, et. al., 2008). O limite de tolerância da salinidade varia com as características ambientais locais. Salinidades abaixo de 5 psu impossibilitam a efetiva capacidade de filtração de modo imediato (Sutton et al., 2012).

- *Temperatura*

A relação entre temperatura e capacidade de filtração em bivalves também apresenta diretamente proporcional. A temperatura também é um dos principais fatores que controla vários processos biológicos, desde reações metabólicas à distribuição ecológica, desempenhando importante papel sobre os organismos, afetando principalmente as taxas de crescimento, alimentação, metabólica, reprodutiva e de sobrevivência (Gosling, 2015).

Em ecossistemas estuarinos tropicais a temperatura não é muito influente, mas em cenários de alterações climáticas extremas pode ocasionar desequilíbrios biológicos e ecológicos, impactando as capacidades funcionais dos organismos como ostras. Geralmente *C. rhizophorae* demonstra preferência por águas de temperatura variando de 23 a 29 °C (Nascimento, 1991).

- *Partículas em suspensão*

Ostras se alimentam de ampla variedade de diferentes tamanhos de partículas em suspensão na coluna d'água (i.e.: séston). O séston consiste em partículas inorgânicas (i.e.: material mineral) e orgânicas, sendo estas compostas por plâncton, microrganismos, microalgas, protozoários, bactérias, detritos e partículas fecais. A concentração de nutrientes, como carbono, nitrogênio e fósforo, representa a qualidade nutricional do séston (Newell, 1965). A capacidade que bivalves têm em remover o fitoplâncton é de grande relevância na mitigação do processo de eutrofização (Newell, 2005).

A eficiência ótima para filtração de ostras ocorre com partículas de tamanho inferior a 58 µm (Bayne, 2017). A turbidez é indicadora de qualidade da água, a partir de concentrações e de características do material particulado e dissolvido presente na coluna d'água, reduzindo a penetração de luz na coluna d'água. Além disso, o excesso de séston causa, dentre outros impactos, a obstrução das estruturas de alimentação das ostras, prejudicando o sistema respiratório ocasionando o sufocamento e morte dos organismos. E também há uma forte relação entre qualidade do séston e a seletividade alimentar dos bivalves (Jmeliova e Sanz, 1969; Kach e Ward, 2008).

O conhecimento do hábito alimentar de *C. rhizophorae* é fundamental para compreensão das condições ambientais no ecossistema estuarino. Contudo, existem poucos estudos sobre a composição dos itens alimentares e o hábito alimentar dessa espécie (Dué et al., 2010). Vários estudos avaliaram o conteúdo e as preferências alimentares de várias espécies de bivalves. Estudos anteriores utilizaram fluorometria *in situ* para avaliar a disponibilidade de alimentos para bivalves cultivados e biomassa de fitoplâncton como parte de estudos ecológicos mais amplos (Gregor et al. 2005; Grizzle et al, 2006, 2008).

Estudos realizados para avaliar a efetividade de seleção de partículas na alimentação de bivalves estuarinos filtradores observaram capacidade seletiva, com maior ingestão de nanofitoplâncton com preferência de partículas de tamanho variando de 3 a 7 μ m (Ward e Shumway, 2004). A eficiência na seleção de partículas orgânicas pode ser elevada, ultrapassando 60 % de eficiência seletiva de partículas, sob certas condições biofísicas ideais de salinidade e de séston orgânico (Hawkins et al., 1998).

A produção de pseudofezes é acompanhada pela seleção de partículas, resultando no aumento da fração de material orgânico do alimento ingerido (Figura 29) (Zemlys e Daunys, 2005). A eficiência seletiva do séston pode alterar consideravelmente a proporção entre o material orgânico e inorgânico ingerido e biodepósitos produzidos (i.e.: fezes e pseudofezes).

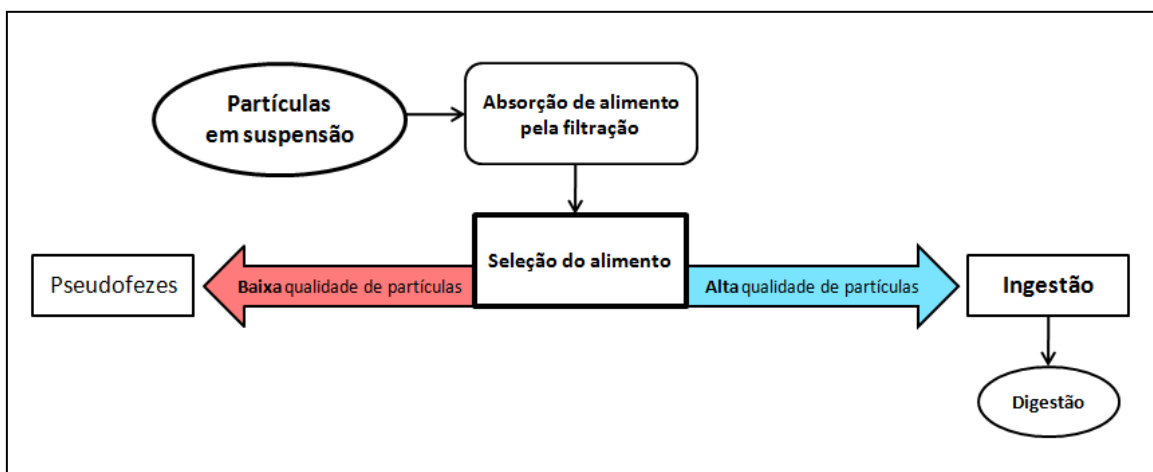


Figura 29: Modelo conceitual de processamento alimentar ativo de partículas em suspensão por bivalves filtradores (adaptado de Zemlys e Daunys, 2005).

Apesar da seletividade de partículas por ostras seja reconhecida, ainda existe pouco conhecimento dos fatores que influenciam a ingestão preferencial. Vários critérios propostos fazem referência a forma, tamanho, mobilidade, densidade, além do conteúdo nutricional das partículas (Defosse e Hawkins, 1997). A eficiência de captura das partículas aumenta com o aumento do tamanho das partículas, até o limite superior com partículas de 7 μ m. Partículas de tamanhos entre 5 a 6 μ m podem ser completamente removidas por *C. virginica* (Riisgård, 1988).

O conhecimento do fitoplâncton é essencial para revelar importantes condições biológicas do efeito antropogênico e alterações ambientais (Kellogg et al., 2014). A quantificação da biomassa fitoplanctônica contribui consideravelmente para compreensão do funcionamento do ecossistema (Paerl et al., 2003; Brettum e Andersen 2005).

Um dos desafios é compreender a interação entre variação espacial e temporal de itens alimentares disponíveis no ecossistema. A eficiência seletiva de partículas pode ser quantitativamente descrita por relações experimentais (Hawkins et al., 1998).

3.2 OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Avaliar a capacidade de filtração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, como serviço ambiental de regulação da qualidade da água na SNSEBV.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar a capacidade de remoção de séston;
- Estimar a seletividade alimentar;
- Determinar a magnitude da filtração através da quantificação da biomassa total de *C. rhizophorae* no manguezal da SNSEBV;
- Analisar a eficácia da capacidade de filtração através da correlação com a variabilidade de séston no sistema estuarino.

3.3 ÁREA DE ESTUDO

O estudo ocorreu na Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória (SNSEBV), localizada na costa sul-central do estado do Espírito Santo, entre as coordenadas 20 ° 15 ' S / 40°19' O e 20°20 S/ 40° 21' O. A análise experimental da capacidade de filtração de *C. rhizophorae* foi realizada em três estações localizadas na floresta de franja do manguezal da SNSEBV (Figura 30). As estações amostrais foram distribuídas a fim de abranger diferentes

áreas da SNSEBV(10km²), inclusive nas proximidades da foz dos rios SMV e Bubu. A estação 1 está localizada próxima à foz do rio Bubú, a estação 2, próxima à ilha das Caieiras e estação 3 próxima da foz do RSMV.

O sistema estuarino da Grande Vitória é caracterizada por clima tropical, com variações sazonais de temperatura e umidade do ar, caracterizadas por um inverno seco e verão chuvoso. A precipitação média anual é de 1.300 mm, com uma humidade relativa média de 80 %, com maior ocorrência de chuvas intensas no período de verão. A rede de drenagem tributária do sistema estuarino consiste em 10 bacias hidrográficas (Figura 2), cobrindo uma área de 1.925 km² (Teubner Jr. et al., 2017).

O manguezal localizado na SNSEBV é um ecossistema de grande importância ecológica, com área total de 24 km² (Teubner Jr, 2016). O ecossistema manguezal é considerado Área de Preservação Permanente - APP (Lei Federal nº. 4.771, 15/09/65) e toda sua área em extensão é considerada Reserva Ecológica (Resolução CONAMA, nº 004, 18/09/85). No manguezal do SEBV encontra-se a Estação Ecológica do Lameirão, instituída pela Lei Municipal de Vitória nº 3.377 de 1986.

A área de estudo contempla abundante diversidade biológica, compreendendo desde ictiofauna, composta por diversa variedade de peixes (Fonseca, 2003; Joieux et al., 2004; Chagas et al., 2006, Bernardino, 2012. Chagas et al. (2006) registrou 60 espécies teleósteos demersais distribuídas em 27 famílias O manguezal da Baía de Vitória serve de abrigo e local de reprodução para diversas espécies de peixes marinhos atuando ainda como sistema de proteção da linha de costa . Soma-se a isso, a importância do manguezal como berçário e área de alimentação a muitas espécies de peixes costeiros e marinhos.

O manguezal da SNSEBV sofre com intensos e diversos impactos antrópicos decorrente da ocupação na área de entorno, associada atividade portuária, aterros, desmatamento, sobrepesca de crustáceos e esgoto domésticos, que pode causar o aumento de matéria orgânica, anoxia, contaminação por coliformes fecais e microorganismos patogênicos, gerando consequentemente a degradação ambiental do ecossistema (D'Agostini, 2005; Souza, 2012; Barroso et al., 2015; Grillo el al., 2016). Apesar disso, a grande parte do manguezal ainda está conservada, sendo composta por espécies lenhosas,

arbustivas e arbóreas, onde estão presentes as espécies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *A. germinans* (Zamprogno et al., 2016).

A composição florestal do manguezal é fortemente influenciada pela salinidade (Lima, 2011). Os bosques de *Rhizophorae mangle* ocorrem nas zonas do manguezal com maior frequência de inundação e com salinidade média em torno de 27,13 (Lima, 2011; Pascoalini, 2014).

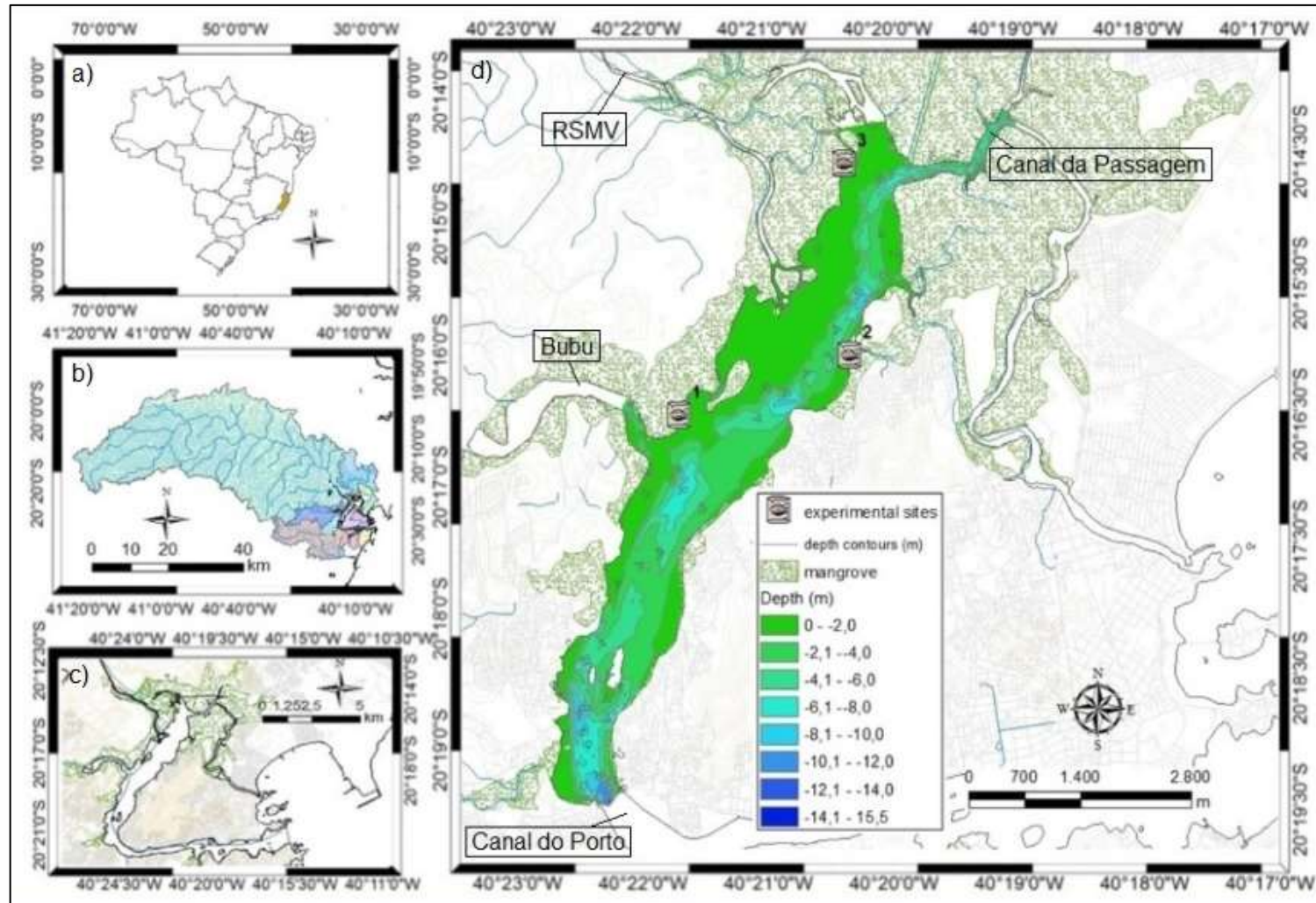


Figura 30: Mapa da área de estudo, indicando: a) localização do estado do Espírito Santo no Brasil; b) bacia hidrográfica do SEBV; c) SEBV; e d) SNSEBV e as estações experimentais.

3.4 METODOLOGIA

3.4.1 Análise da biofiltração de *C. rhizophorae*

Os experimentos da biofiltração de *C. rhizophorae*, método biodepósitos, foram realizados *in situ* no manguezal da SNSEBV, em 3 estações localizadas em áreas com diferentes condições hidrológicas, em relação à proximidade das principais descargas de séston, nas estações 1 (foz do rio Bubu), 2 (ilha das Caieiras), e 3 (foz do RSMV). O diagrama (Figura 31) ilustra as etapas metodológicas. O cronograma dos experimentos *in situ* está listado na tabela 8.

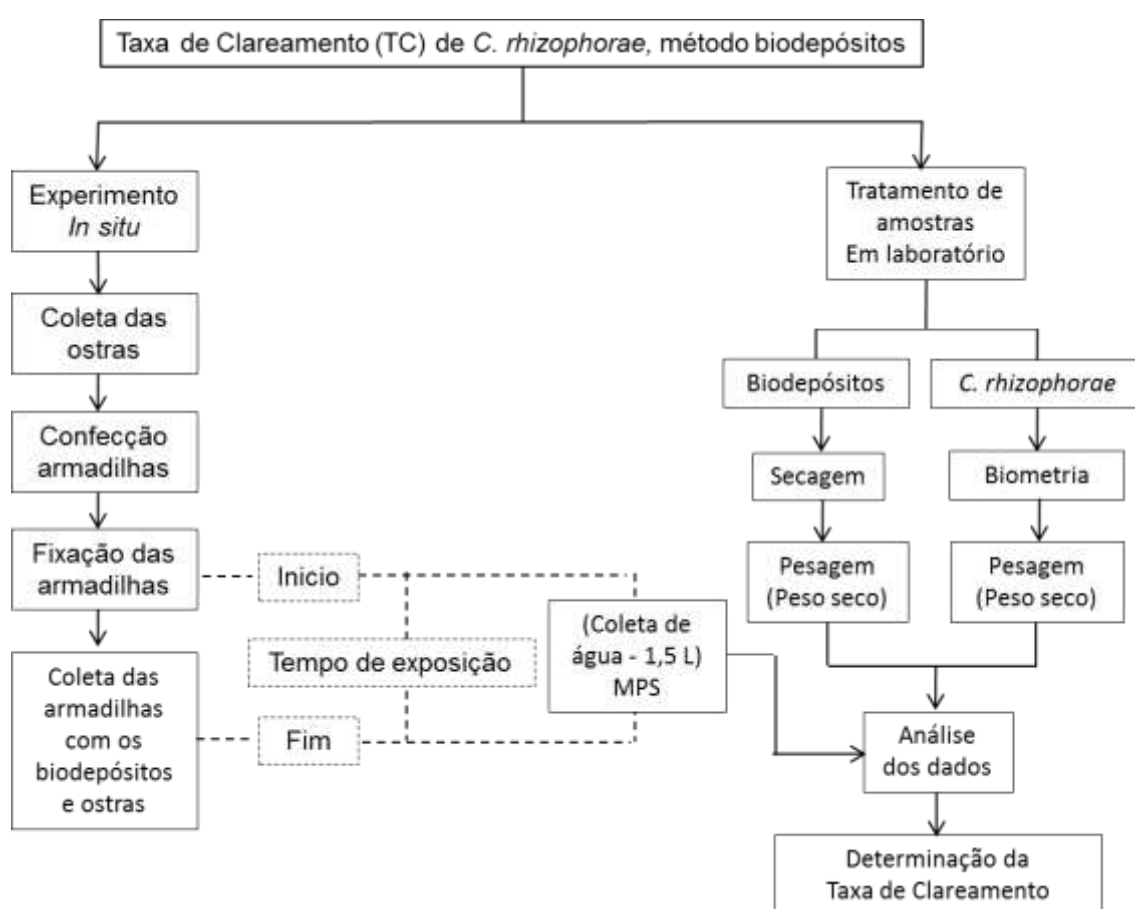


Figura 31: Delineamento experimental para determinação da capacidade de biofiltração na SNSEBV.

Tabela 8: Cronograma dos experimentos *in situ* realizados na SNSEBV.

Experimentos	Tempo de exposição	
	Início	Fim
1	07/10/2015	12/10/2015
2	18/04/2016	22/04/2016
3	15/06/2016	22/06/2016

A biofiltração foi medida através da taxa de clareamento (TC_{bd}), definida pela quantidade de partículas removidas por volume de água filtrada em determinado intervalo de tempo ($L.h^{-1}$) (Bayne et al., 1985; Dame, 1996). O desenho experimental para quantificar a TC de *C. rhizophorae* (Figura 31), a partir do método biodepósitos, é descrito a seguir.

3.4.1.1 Coleta dos dados

Espécimes de *C. rhizophorae* foram coletadas das raízes aéreas de *R. mangle*, durante maré baixa, com as ostras se encontravam emersas, no mesmo local de instalação do experimento. Dentre os indivíduos coletados em cada estação, foram selecionadas 9 ostras com altura média de 70 mm. As ostras foram limpas de incrustantes e medidas conforme Galtsoff (1964) (Figura 27). Em seguida, em cada um dos 3 coletores de biodepósitos com ostras foram colocadas 3 ostras (Figura 32 a). Os coletores foram fixados nas raízes aéreas de *R. mangle* em profundidade da frequência de inundação (Figura 32 b). O quarto coletor foi deixado sem ostras para funcionar como controle. O experimento foi mantido *in situ* por um período médio de 5 dias, o mesmo experimento foi realizado 3 vezes, nas datas apresentadas na tabela 5.



Figura 32: Experimentos *in situ* da TC de *C. rhizophorae*: a) coletores de biodepósitos com 3 espécimes de ostras e b) coletores fixados nas raízes de *Rhizophora mangle* na maré baixa.

Aparato experimental

No método biodepósitos foram usados coletores de biodepósitos de 15 cm de diâmetro e 10 cm de altura para coletar os biodepósitos (Figura 33).

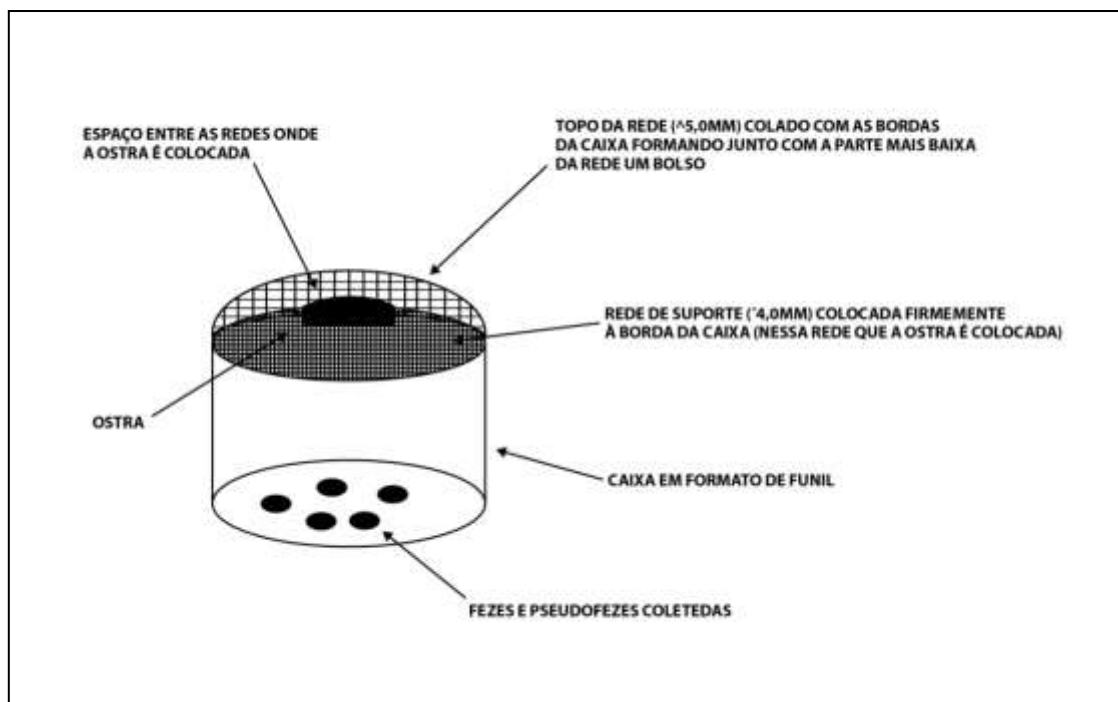


Figura 33: Ilustração do coletor de biodepósitos (coletores) (adaptado de Scroczyńska, 2012).

As ostras foram colocadas no topo de cada coletor, fixadas na parte superior do coletor por duas telas de malhas diferentes, uma de 5 mm de diâmetro colocada sobre a ostras e outra de 4 mm embaixo das ostras. Isso para evitar o deslocamento das ostras e permitir o fluxo e sedimentação dos biodepósitos no fundo dos coletores. Os mesmo arranjo estrutural do coletor de biodepósitos foi feito para os coletores control (sem ostras), a fim de garantir o mesmo fluxo entre os 4 coletores.

3.4.1.2 Análise dos dados

Ao término do período de incubação, isto é, tempo necessário de coleta dos biodepósitos, em média de 5 dias, os coletores foram cuidadosamente removidos para evitar a perda de material depositado e transportados para o laboratório. Em laboratório, os coletores foram deixados por 48 horas em fase de decantação do material suspenso (Figura 34a), sendo a água sobrenadante sifonada de acordo com Scroczyńska et al (2012). Em seguida, foi feita a biometria e retirada da carne dos espécimes (Figura 34b). Os biodepósitos foram secos em estufa (60 °C por 72 h) e sofreram ignição em mufla (450 °C por 4 h) para determinação do peso do material orgânico. Posteriormente, os

biodepósitos e a carne (peso seco livre de cinzas) foram pesados em balança analítica de 0,1 mg de resolução (Figura 34c).

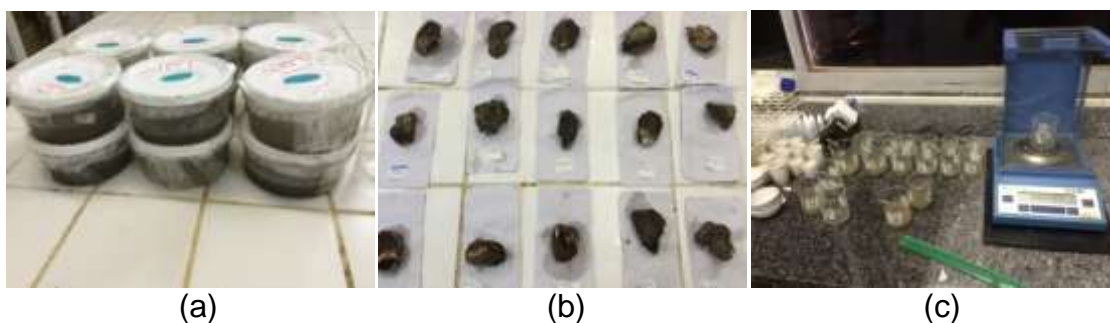


Figura 34: Experimento em laboratório com biodepósitos realizado em junho de 2016: a) armadilhas com biodepósitos; b) ostras usadas no experimento; c) pesagem dos biodepósitos após secagem em estufa (60 °C por 72 h) e ignição em mufla (450 °C por 4 h).

3.4.1.3 Taxa de Clareamento (TC_{bd}) pelo método Biodepósitos

A taxa de clareamento, estimada pelo método de biodepósitos (TC_{bd}), foi baseada na metodologia aplicada por Sroczyńska, (2012). Segundo a metodologia, são considerados os quantitativos de matéria orgânica particulada (MOP) e inorgânica particulada (MIP) presentes no material depositado nos coletores durante período de tempo de exposição *in situ*. A TC_{bd} foi calculada com a seguinte equação:

$$\text{Equação 1: } TC_{bd} = P - P_0 / C.G.T$$

Onde:

TC_{bd} - Taxa de Clareamento por biodepósitos ($L.g^{-1}.h^{-1}$);

P - Peso seco de biodepósitos (mg) nos coletores com ostra;

P_0 - Peso seco de biodepósitos (mg) nos coletores sem ostra (experimento controle);

C - Concentração média de MIP ($mg.L^{-1}$) na água estuarina no início e no fim de cada experimento;

G – Peso seco da carne de ostras (g);

T - Tempo de exposição (h).

A TC_{bd} foi padronizada em função do peso em g da carne dos espécimes. A padronização do peso foi baseada em relação alométrica, calculada com a seguinte equação (Newell & Langdon, 1996):

$$\text{Equação 2: } G = a(P_s)^b$$

Onde:

(P_s) é o peso seco da carne (g), (a) representa o valor da TC_{bd} e o expoente (b) é a constante alométrica. A constante (b) foi referida com base em Scroczynska et al. (2012), no valor de 0,76.

3.4.2 Análise da seletividade alimentar de *C. rhizophorae*

Com o intuito de analisar a seletividade alimentar de *C. rhizophorae* em relação a carga orgânica de seston foi analisada a TC pelo método de Fluxo Contínuo (TC_{fc}). O método Fluxo Contínuo foi conduzido em laboratório conforme metodologia descrita por Bayne et al (1985). Apesar do método ter sido realizado em laboratório, as amostras de água e ostras utilizadas nos experimentos foram coletadas em cada uma das três estações do manguezal da SNSEBV (Figura 30), a fim de analisar possíveis influências de diferentes condições hidrológicas em relação à proximidade dos principais aportes fluviais.

O diagrama da Figura 35 ilustra as etapas metodológicas de análise da seletividade alimentar a partir da taxa de clareamento pelo método Fluxo Contínuo (TC_{fc}), análise quali e quantitativa fitoplanctônica e método indireto de determinação da concentração de nitrogênio.

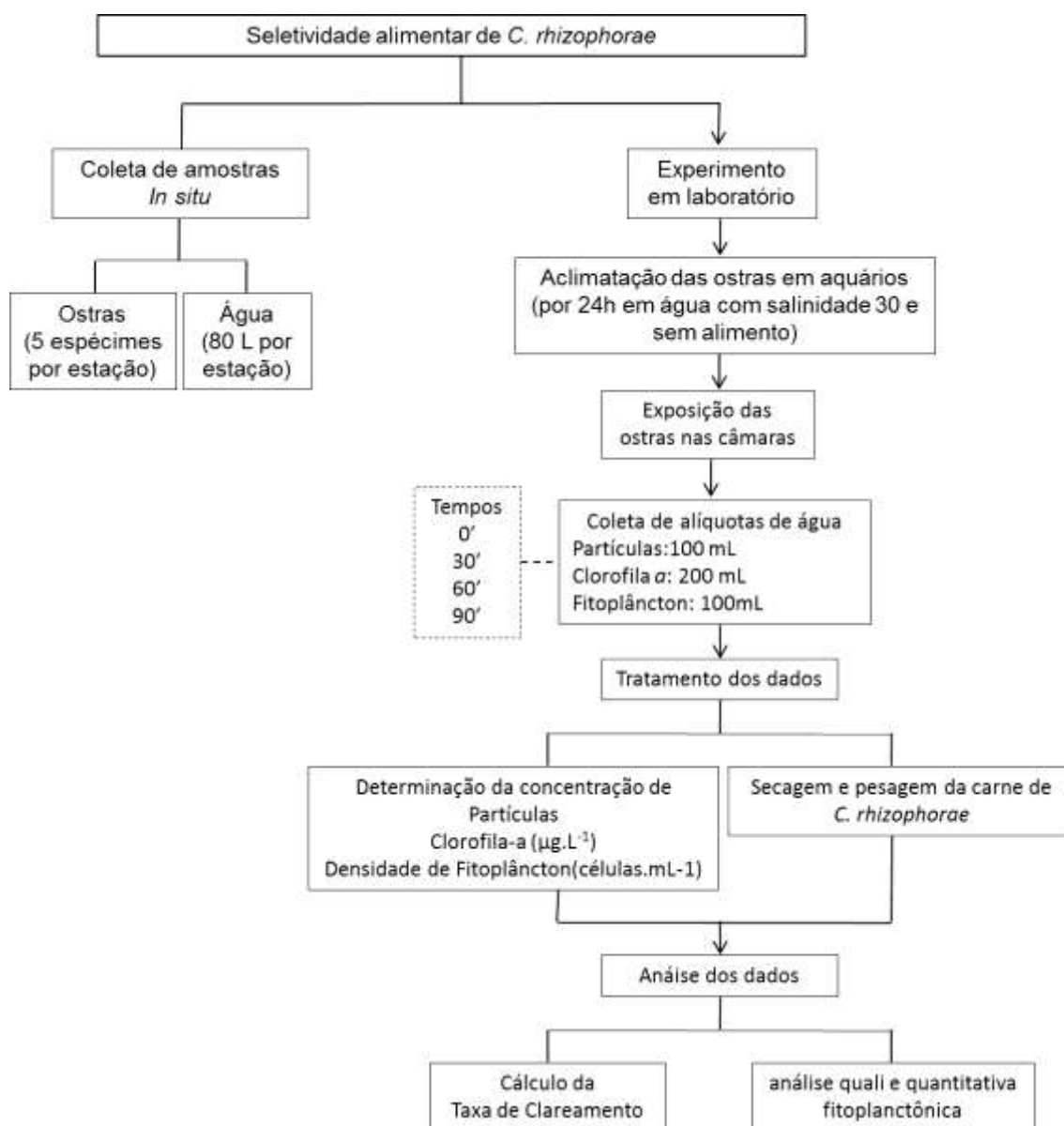


Figura 35: Delineamento experimental da análise seletividade alimentar de *C. rhizophorae*.

O cronograma dos experimentos de determinação da TC através do método Fluxo Contínuo é listado na tabela 9:

Tabela 9: Cronograma dos experimentos em laboratório.

Experimentos	Data
1	28/01/2016
2	06/03/2016
3	22/04/2016
4	23/06/2016

- *Aparato experimental*

Para o método de Fluxo contínuo (Figura 36) foram utilizados os seguintes aparatos:

- ✓ 6 câmaras, de 15 cm de diâmetro e 10 cm de altura, sendo 5 câmaras com ostras e 1 sem ostra (controle). Para manter o fluxo contínuo cada câmara tem dois orifícios nas suas extremidades, localizados 1,0 cm acima do fundo da câmara (fluxo de entrada) e 1,0 cm da parte superior da câmara (fluxo de saída);
- ✓ Reservatório de armazenamento de 80 L de água coletada na estação correspondente e filtrada com rede de zooplâncton com malha de 60 μm ;
- ✓ Bomba submersa com fluxo médio de $100 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ simultâneo para as 6 câmaras através de sistema hidráulico do tipo 'cascata';
- ✓ Aerador para manter a circulação da água, evitando a sedimentação das partículas no fundo do reservatório.

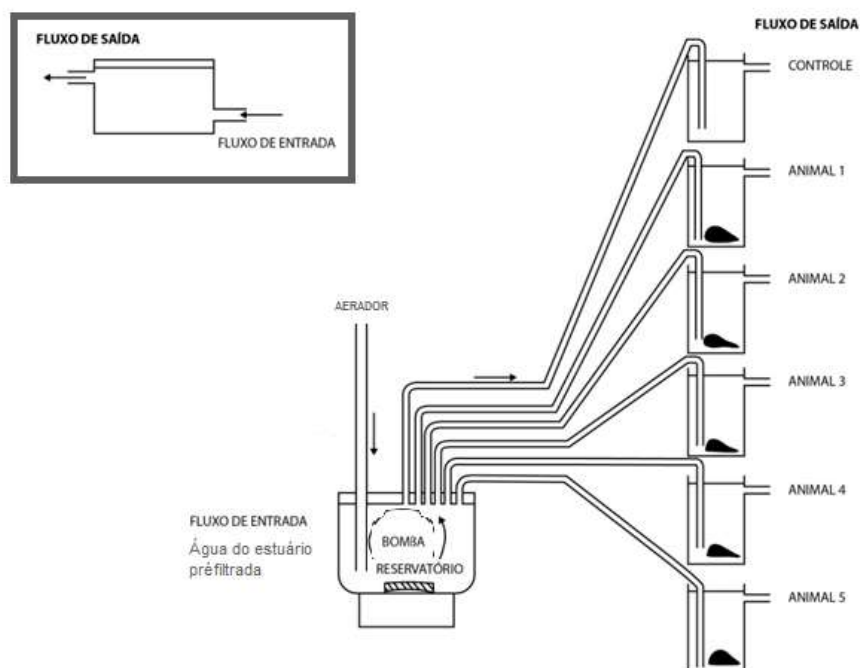


Figura 36: Desenho experimental do método fluxo direto através da câmara, para determinação da TC. Destaque para ilustração da câmara experimental no canto esquerdo superior (adaptado de Bayne, et al., 1985).

3.4.2.1 Coleta dos dados

O tempo de duração do experimento para cada estação foi de 90 minutos. No tempo inicial foi feita medição de salinidade e temperatura da água do reservatório com medidor multiparâmetros Horiba U-50. A cada 15 minutos foi feita verificação do fluxo ($\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$) em cada uma das 6 câmaras.

A cada 30 minutos foram coletadas, em cada câmara, alíquotas de 100 mL de água para determinação da concentração de partículas. No início e no fim do experimento, foram coletadas, em cada câmara, alíquotas de 200 mL para análise de clorofila-*a* como indicador da biomassa fitoplanctônica. A cada 30 minutos feita a coleta de 100 mL de água para análise qualitativa e quantitativa de fitoplâncton, em 3 câmaras com ostra e na câmara controle. Por questões de logística não foram feitas coletas nas demais câmaras.

Após 90 minutos de duração do experimento foi feita coleta dos biodepósitos (i.e., fezes e pseudofezes) nas 5 câmaras com ostras. As ostras foram abertas e os tecidos moles (i.e., carne) foram separados da concha para posterior procedimento de secagem em estufa e ignição em mufla, para determinação do peso da carne livre de cinzas com pesagem em balança analítica (0,1 mg).

3.4.2.2 Análises dos dados

- *Concentração de Partículas ($\text{cel}\cdot\text{mL}^{-1}$)*

Foram coletadas alíquotas de 100 mL da saída das 6 câmaras para contagem das partículas. A contagem das partículas foi feita com contador portátil Millipore Scepter™ 2.0 Handheld Automated Cell Counter. A ponteira com orifício de 100 μm possibilita limite de detecção de partículas com diâmetros entre 3 e 58 μm (sensores de 40 e 60 μm). Foram determinadas as concentrações médias das partículas ($\text{cel}\cdot\text{mL}^{-1}$), o diâmetro médio (mm) e o volume médio das partículas em picolítro (pL).

- *Concentração de Clorofila-*a**

O procedimento de análise de clorofila-*a* foi realizado por fluorimetria conforme descrito no item 4.2.1 do capítulo 1.

- *Concentração de do fitoplâncton*

Com o propósito de estimar a seletividade alimentar de *C. rhizophorae*, com relação ao tamanho e tipo de fitoplâncton, foi feita a análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton no início e término do experimento. A análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton presente nas alíquotas de 100 mL, coletadas no experimento, foi feita com o método de sedimentação em câmaras, conforme Uthermöhl (1958). Alíquotas de 25 mL foram colocadas em câmaras de sedimentação (Lund et al., 1958) por 24 h. A identificação dos indivíduos foi feita em microscópio óptico Zeiss Axioskop, equipado com câmara clara e ocular de medição. A identificação taxonômica foi realizada a partir de características morfológicas e morfométricas, com base em bibliografia específica tal como descrito por Balech (1988) e Tomas (1997). A quantificação do fitoplâncton foi realizada em microscópio invertido Nikon Eclipse TS 100 em aumento de 400x através do procedimento de campos aleatórios (Uelinger, 1964). Foram contados 25 campos, sendo considerada a contagem de célula, colônia ou filamento como um único indivíduo. A densidade de organismos foi calculada conforme a seguinte equação:

$$\text{Equação 3: } N = n \times \frac{A}{a} \times \frac{1}{V}$$

Onde:

N - Número de organismos por L.

n - número de organismos contados.

a - Área contada (mm²).

A - Área total da câmara (mm²).

V - Volume total sedimentado (mg.L⁻¹).

Os organismos fitoplanctônicos foram classificados em duas frações de tamanho durante as contagens: nanofitoplâncton (2-20 µm) e microfitoplâncton (20-200 µm) (Sieburth et al., 1978).

Além disso, foram quantificados dois índices de diversidade (bits•organismo⁻¹), a partir dos valores de densidade numérica do fitoplâncton, conforme Shannon e Weaver (1949), gerando medida de grau médio de incerteza sobre a escolha aleatória de um total de S espécies e N indivíduos (Dajoz, 1973).

O índice de diversidade específica, que representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes, foi calculado conforme a seguinte equação:

$$\text{Equação 4: } H' = -\sum p_i \log^2 p_i / p_i = n_i / N$$

Onde:

n_i - Número de indivíduos de cada espécie.

N - Número total de indivíduos.

Os resultados foram expressos em $\text{bits} \cdot \text{cel}^{-1}$, considerando que 1 bit equivale a uma unidade de informação (Valentin 2000), valores são enquadrados nas seguintes categorias: alta diversidade = $\geq 3,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$; média diversidade = $< 3,0 \geq 2,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$; baixa diversidade = $< 2 > 1,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$; muito baixa diversidade = $< 1,0 \text{ bits} \cdot \text{cel}^{-1}$.

O índice de Equitabilidade (J) foi calculado segundo Pielou (1977), através da seguinte equação:

$$\text{Equação 5: } J = H' / \log^2 S$$

Onde:

H' - Índice de Shannon.

S - Número total de espécies de cada amostra.

O índice de Equitabilidade (J) apresenta valores entre 0 e 1, com nível de significância alto ou equitativo os valores superiores a 0,50, o que representa uma distribuição uniforme dos táxons na amostra analisada.

3.4.2.3 Cálculos do método Fluxo Contínuo (TC_{fc})

A capacidade de filtração de *C. rhizophorae* através da TC estimada pelo método Fluxo Contínuo foi calculada conforme Larsen & Riisgard (2011) considerando a quantidade de partículas no início e término do experimento com a seguinte equação:

$$\text{Equação 6: } TC_{fc} = f \cdot (C_i - C_f) / C_i$$

Onde:

TC_{fc} - Taxa de Clareamento ($L \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$);

f - Taxa de fluxo através da câmara experimental ($L \cdot h^{-1}$);

C_i - Concentração inicial de partículas na entrada da câmara controle ($cell \cdot mL^{-1}$);

C_f - Concentração final de partículas na saída de cada câmara com ostra ($cell \cdot mL^{-1}$);.

- *Padronização da TC_{fc}*

A TC_{fc} foi padronizada em função do peso dos espécimes de *C. rhizophorae*. A padronização do peso seco foi baseada em relação alométrica conforme a equação de Newell & Langdon (1996):

$$\text{Equação 7: } TC_{fc} = a(P_s)^b$$

Onde:

(P_s) é o peso seco da carne (g) e os expoentes (a) e (b) são constantes alométricas. A constante (b) foi referida com base em Scroczyńska et al. (2012), no valor de 0,73.

- *Eficiência da TC_{fc} de clorofila-a ($TC_{fc(chl-a)}$).*

A eficiência da TC_{fc} pelo método fluxo contínuo, pode ser quantificada em função da TC fitoplanctônica (TC_{chl-a}), representada pela redução concentração clorofila a ($\mu g \cdot L^{-1}$) disponível como alimento na água em determinado intervalo de tempo (h). Assim a TC_{chl-a} pode ser estimada com a seguinte equação:

$$\text{Equação 8: } TC_{fc(chl-a)} = f * ((C_{i chl-a} - C_{f chl-a}) / C_{i chl-a}) / P_s$$

Onde:

$TC_{fc(chl-a)}$ - Taxa de Clareamento ($L \cdot h^{-1} \cdot g^{-1}$);

f - Fluxo através da câmara experimental ($L \cdot h^{-1}$);

$C_{i chl-a}$ - Concentração de clorofila-a ($\mu g \cdot L^{-1}$) na câmara controle;

$C_{f chl-a}$ - Concentração de clorofila-a ($\mu g \cdot L^{-1}$) na câmara com ostra;

P_s - Peso seco (g) da carne de cada indivíduo (ostra).

A concentração de clorofila-a (Chl-a) foi usada como um índice de alimentos disponíveis (Wilson-Ormond et al., 1997), conforme a equação:

$$\text{Equação 9: } \textit{Alimento} = 0,085 * \text{chl-a } (\mu\text{g.L}^{-1})$$

A disponibilidade de alimento para as ostras relativa ao conteúdo de nitrogênio foi quantificada a partir da razão chl-a:N (Parsons et al., 1984). Assumiu-se que a concentração de N como função da TC e da eficiência de assimilação de alimento, conforme Wilson-Ormond et al (1997), com a seguinte equação:

$$\text{Equação 10: } \text{TC}_{\text{fc(N)}} = \text{TC}_{\text{fc(ch-a)}} * \textit{alimento} * 0,001$$

Onde:

$\text{TC}_{\text{fc(N)}}$ - Taxa de clareamento de N ($\mu\text{g N.ind}^{-1}.\text{h}^{-1}$)

$\text{TC}_{\text{fc(ch-a)}}$ - taxa de clareamento de clorofila-a (L.h^{-1});

Alimento - alimento disponível, conversão $1\mu\text{g Chl-a}:14\mu\text{gN}$ ($\mu\text{gN.l}^{-1}$).

- *Taxa de ingestão (TI)*

A taxa de ingestão (TI) foi estimada multiplicando-se o fluxo pela diferença das concentrações de partículas e/ou clorofila-a na entrada e saída das câmaras experimentais, dividido pelo peso seco de carne de ostras, conforme a equação (Equação 12):

$$\text{Equação 11: } \text{TI}_{\text{fc}} = \text{fluxo} * (\text{Ci} - \text{Cf}) / \text{PS}$$

Onde:

TI_{fc} - taxa de ingestão ($\text{mg.h}^{-1}.\text{g}^{-1}$).

Fluxo - fluxo através da câmara (L.h^{-1}).

C_i - Concentração de partículas na câmara controle (unidade).

C_f - Concentração de partículas na câmara com ostra (unidade).

P_s - Peso seco dos espécimes de *C. rhizophorae* (g).

- *Potencial de extração de nitrogênio por ostras (P_N) em Kg de N*

A fim de estimar a contribuição das ostras na ciclagem de nutrientes (i.e., nitrogênio) o potencial de extração de nitrogênio pela biomassa de ostra do mangue foi calculado, conforme descrito por Reitsma et al (2017) com a equação:

$$\text{Equação 12: } P_N = P_S * \eta_N$$

Onde:

P_S - Peso seco dos espécimes de *C. rhizophorae* (kg) e

η_N – Massa de N nos tecido mole de ostra (média de 0,28 g de N por g de ostra) (Reitsma et al., 2017). Esse valor foi convertido para kg.

3.4.3 Densidade de *R. mangle* do manguezal da SNSEBV

A estrutura do bosque de mangue foi desenvolvida utilizando a metodologia proposta por Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986). Ressalva-se que as amostragens *in situ* da estrutura do bosque e análises dos dados foram realizadas concomitante ao projeto de doutorado de Pascoalini, “absorção de carbono em um manguezal no sudeste do Brasil: armazenamento pretérito e perspectivas futuras” (em desenvolvimento). Aonde 3 estações de amostragem foram selecionadas, em cada estação foram estabelecidas três parcelas (10 x 10 m) contíguas, para retratar o aspecto geral da vegetação e, principalmente, estimar a densidade de *R. mangle*.

Os bosques avaliados foram classificados de acordo com Schaeffer-Novelli et al. (2000) como ribeirinhos. Em campo, foram obtidas medidas de DAP (diâmetro à altura do peito) médio (cm), área basal (m²) e densidade de troncos (vivo e mortos) (tr.ha⁻¹).

3.4.4 Biomassa de *C. rhizophorae* do manguezal da SNSEBV

A amostragem para estimar a biomassa de *C. rhizophorae* foi realizada nas 3 estações durante a maré baixa, quando as ostras estavam emersas (Figura 30). A metodologia para estimar a biomassa foi adaptada de Nascimento (2008).

Uma campanha piloto, realizada no dia 18 de agosto de 2015, a fim de seleção prévia da área amostral e para testar a metodologia. As amostragens da

biomassa foram realizadas em 3 estações de amostragem, concomitantes a amostragem correspondente a estimativa da densidade de *R. mangle* (Figura 30). O cronograma das amostragens para determinação da biomassa de *C. rhizophorae* e densidade de *R. mangle* está listado na tabela 10.

Tabela 10: Cronograma das amostragens *in situ* para determinar a biomassa e *C. rhizophorae* e área de *R. mangle*.

Estações	Parcelas	Amostragens	Datas
1	1	Densidade de <i>R. mangle</i>	26/05/2017
	2	Densidade de <i>R. mangle</i>	01/06/2017
		Biomassa de <i>C. rhizophorae</i>	01/06/2017
	3	Densidade de <i>R. mangle</i>	06/09/2017
2	1	Densidade de <i>R. mangle</i>	02/06/2017
		Biomassa de <i>C. rhizophorae</i>	02/06/2017
	2	Densidade de <i>R. mangle</i>	20/09/2017
	3	Densidade de <i>R. mangle</i>	20/09/2017
3	1	Densidade de <i>R. mangle</i>	27/09/2017
		Biomassa de <i>C. rhizophorae</i>	27/09/2017
	2	Densidade de <i>R. mangle</i>	27/09/2017
	3	Densidade de <i>R. mangle</i>	27/09/2017

Em cada estação amostral, foram delimitadas 5 parcelas de 1 m², com distâncias regulares de 1 m (Figura 37a), onde foram feitas contagens do total de raízes escoras, com e sem ostras (Figura 37b). Em seguida, foi feita seleção aleatória de um aglomerado de ostras para medição do diâmetro e do comprimento do aglomerado e a quantificação e coleta de ostras (Figura 37c). Todos os espécimes de *C. rhizophorae* presentes nos aglomerados coletados foram medidos e pesados (Figura 37d). Também foi feita a abertura das valvas de todos os espécimes (Figura 37e) para remoção dos tecidos moles e determinação do peso seco da concha e do tecido mole, após a secagem em estufa a 60 °C em 72 h.

A densidade populacional da ostra do mangue foi estimada a partir da biomassa total na área do manguezal da SNSEBV, correspondente à faixa de franja do bosque com ocorrência da espécie. Para estimar a área de *R. Mangle*, em cada estação, foram delimitadas 3 parcelas de 10 m², localizadas paralelamente desde o limite externo do bosque até 10 m para o interior do bosque. Em cada parcela foi feita identificação e a contagem dos espécimens.



(a)

(b)



(c)



(d)

(e)

Figura 37: Amostragem de campo para determinação da biomassa de *C. rhizophorae* no manguezal do SNSEBV. a) delimitação das parcelas; b) contagem de raízes escoras com e sem ostras; c) medição do comprimento do aglomerado; d) biometria das ostras coletadas e; e) abertura das ostras.

3.4.5 Magnitude da biofiltração de *C. rhizophora* na SNSEBV

A análise da magnitude da biofiltração na SNSEBV foi estimada pela multiplicação da biomassa de ostras na área de bosque de *R. mangle* da SNSEBV.

3.4.6 Análise estatística

Inicialmente foi aplicado o teste de normalidade, com o teste Shapiro-Wilk. Em seguida, foi verificada a correlação dos dados com o teste Spearman ($p < 0,05$). A correlação entre os fatores ambientais e a TC foi analisada com o teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) para todas as variáveis e com teste de Mann-Witney entre as variáveis independentes.

Para análise da densidade de *R. mangle* os dados foram analisados com o teste de normalidade Shapiro-Wilke à análise de variância (Teste F). O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado caso a normalidade não fosse atendida. Todos os testes consideram α a 5 % de probabilidade.

3.5 RESULTADOS

3.5.1 Biofiltração de *C. rhizophorae* por biodepósitos

As médias das taxas de clareamento por biodepósitos (TC_{bd}) de *C. rhizophorae* estão apresentadas na Tabela 11. Os resultados mostram que a maior variação espacial de TC_{bd} ocorreu em abril de 2016, coincidindo com os maiores valores registrados de taxa de deposição (TD_{bd}). A TC_{bd} foi maior em relação a TD em todas as estações amostrais, sendo esse padrão observado em todas as amostragens.

Tabela 11: Valores médios e desvio padrão (\pm DP) de TC_{bd} e TD_{bd} pelo método de biodepósitos.

Data	Estação	Tamanho da ostra (mm)	p. seco (g)	tempo (h) experimental	MPS ($mg.L^{-1}$)	TC_{bd} ($L.g^{-1}.h^{-1}$)	TD_{bd} ($mg.g^{-1}.h^{-1}$)	TD_{bd} (%)
Outubro 2015	1	72 \pm 0,7	36,0 \pm 10,1	60	18,5	1,05 \pm 0,37	0,36 \pm 0,10	34,29
	2	68 \pm 0,6	34,1 \pm 10,7	60	29,7	0,46 \pm 0,19	0,35 \pm 0,21	76,09
	3	73 \pm 0,7	34,5 \pm 5,8	60	25,5	0,43 \pm 0,15	0,14 \pm 0,03	32,56
Abril 2016	1	63 \pm 0,2	21,6 \pm 7,8	48	24,5	0,44 \pm 0,12	0,19 \pm 0,06	43,18
	2	64 \pm 0,4	19,5 \pm 4,9	48	12,6	0,90 \pm 0,13	0,42 \pm 0,07	46,67
	3	66 \pm 0,4	21,8 \pm 2,6	48	14,3	0,99 \pm 0,51	0,20 \pm 0,03	20,20
Junho 2016	1	68 \pm 0,4	22,9 \pm 4,9	84	32,1	0,67 \pm 0,28	0,10 \pm 0,05	14,93
	2	68 \pm 0,5	20,7 \pm 7,6	84	32,8	0,73 \pm 0,41	0,11 \pm 0,03	15,07
	3	67 \pm 0,7	22,7 \pm 6,7	84	32,6	0,84 \pm 0,53	0,12 \pm 0,03	14,29

Nas amostras de biodepósitos contidos nos coletores, o teor médio de matéria orgânica presente nos coletores com e sem ostras esteve entre 989,74 e 460,73 mg, respectivamente. As menores TC_{bd} ocorreram em outubro de 2015. Em abril houve um pequeno aumento na TD_{bd} , com maiores valores de 0,42 $mg.g^{-1}.h^{-1}$ (\pm 0,07) na estação 2 e de 0,99 $mg.g^{-1}.h^{-1}$ (\pm 0,51) na estação 3. A taxa média de clareamento (TC_{bd}) de *C. rhizophorae* foi 1,56 $L.g^{-1}.h^{-1}$. Para todos os períodos, o coeficiente de variação da TC_{bd} foi de 30 %. Não houve variação espacial significativa da TC_{bd} (Figura 38), entre as 3 estações de amostragem, e nem temporal entre os 3 períodos de amostragem (Figura 39).

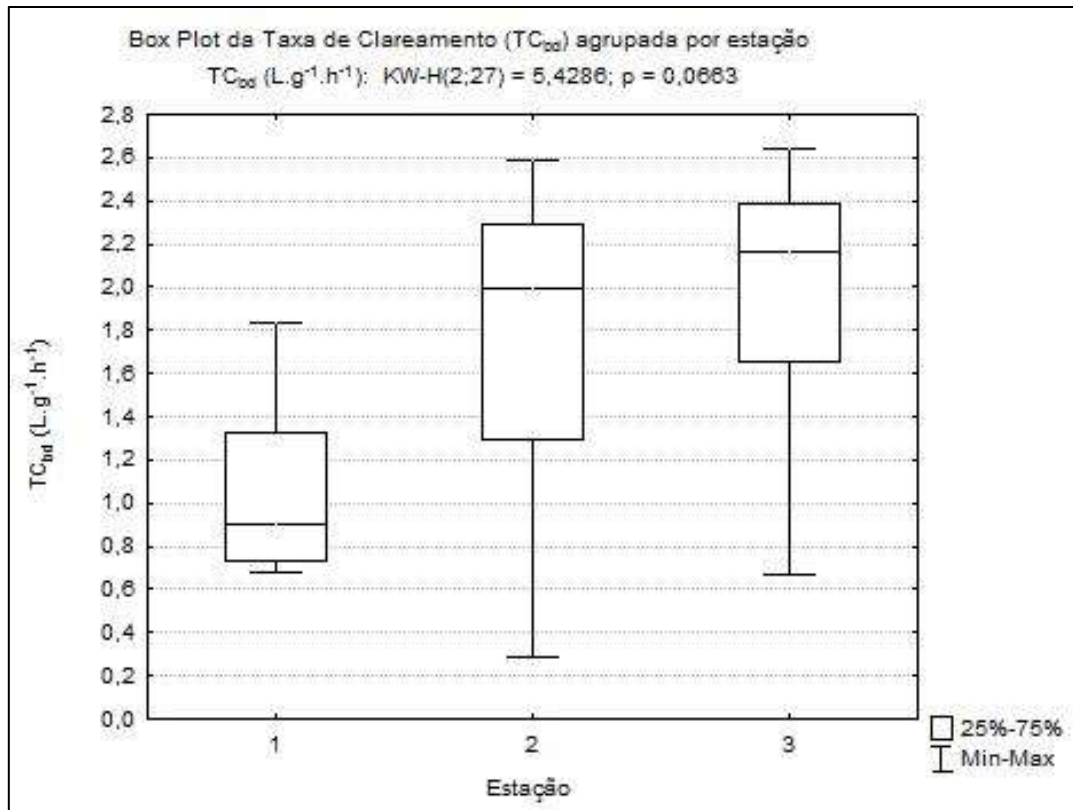


Figura 38: Boxplots da taxa de clareamento por biodepósitos (TC_{bd}) com valores do Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) nas estações amostrais 1, 2 e 3.

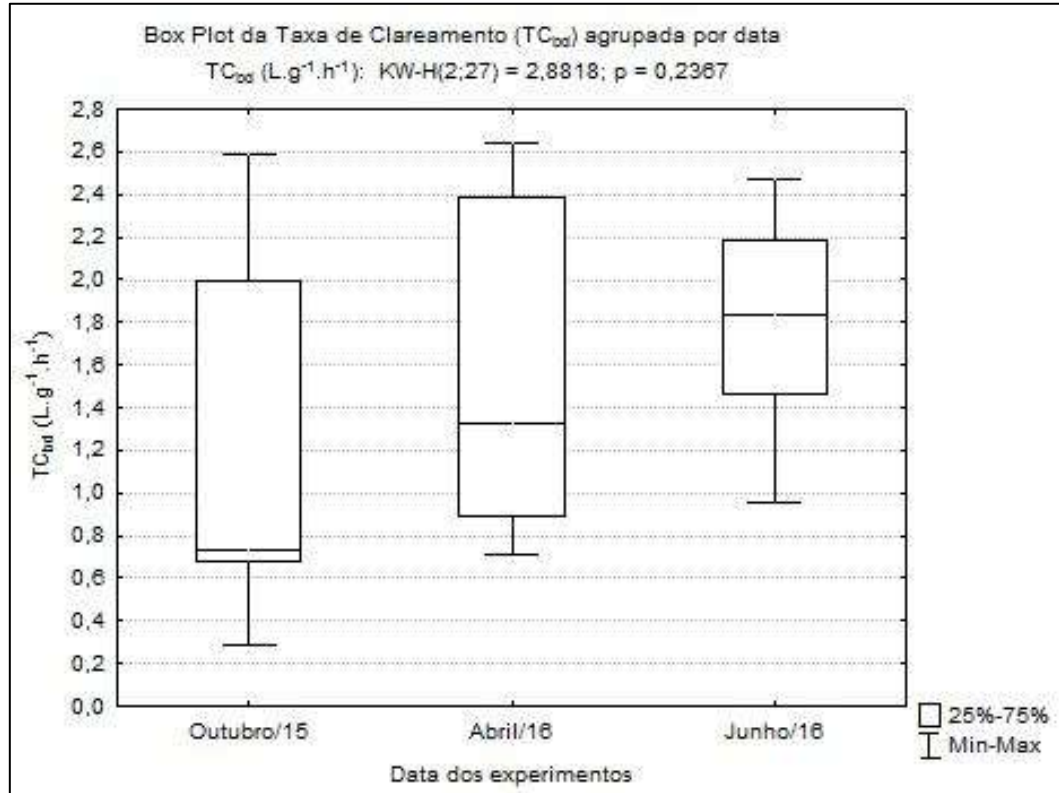


Figura 39: Boxplots da taxa de clareamento por biodepósitos (TC_{bd}) com os valores do Teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) para os períodos amostrados, meses de outubro de 2015, abril e junho de 2016.

Não houve variação significativa da TD_{bd} . No entanto, houve uma relação direta com a salinidade (Figura 40).

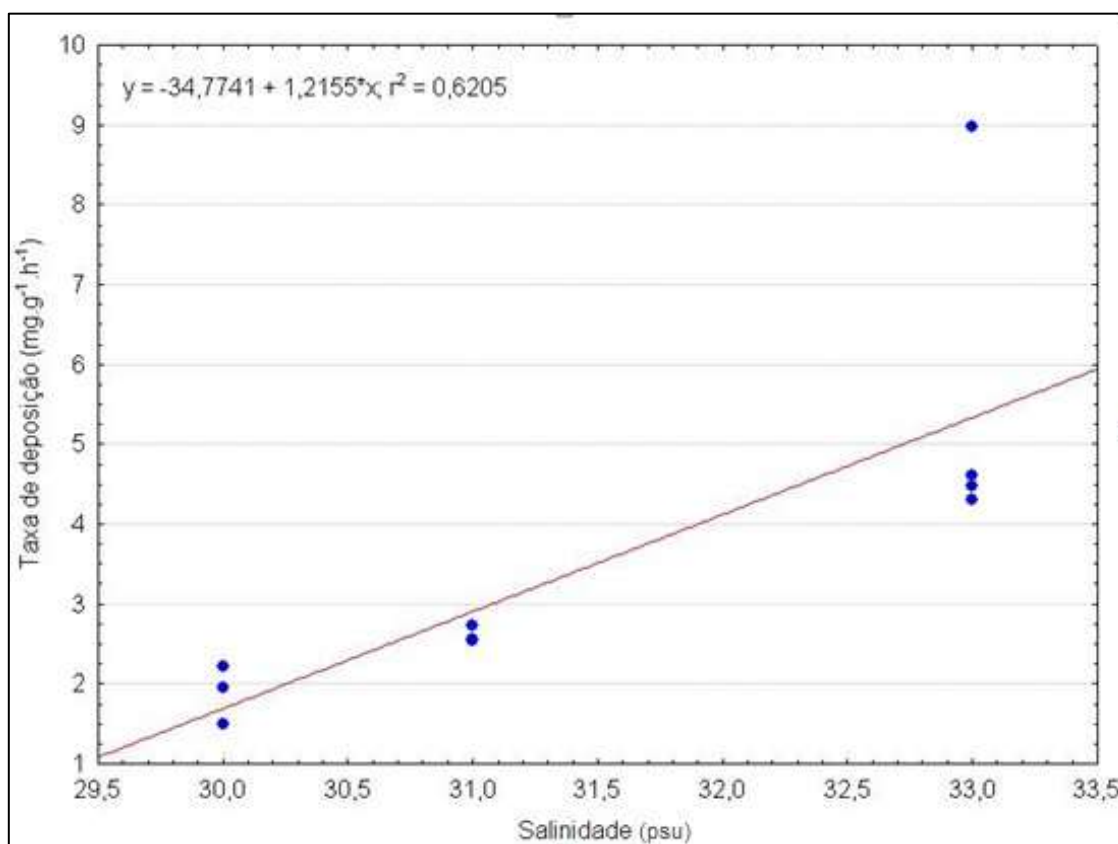


Figura 40: Correlação entre a taxa de biodeposição TD_{bd} e a salinidade na SNSEBV.

A temperatura da água teve pequena variação de $26,56 \pm 1,24$ °C. A turbidez foi de $8,54 \pm 1,29$ NTU em outubro de 2015 e $8,98 \pm 2,30$ NTU em abril de 2016 (Tabela 9).

A concentração média de MPS presente nas amostras de água da SNSEBV durante o período experimental foi de $15,98 \pm 5,73$ mg.L⁻¹. A concentração de MPS e MPO contidas nas amostras de água da SNSEBV apresentaram menor variação em outubro de 2015, com $14,16 \pm 2,30$ mg.L⁻¹ e $3,72 \pm 0,34$ mg.L⁻¹, respectivamente. Em abril de 2016 houve maiores concentrações e variações de séton com $17,45 \pm 9,21$ mg.L⁻¹ de MPS e $7,66 \pm 5,38$ mg.L⁻¹ de MPO, respectivamente. Entre amostragens o MPI aumentou de $10,44$ mg.L⁻¹ em outubro de 2015 para $15,71$ mg.L⁻¹ em junho de 2016.

A clorofila-a teve média de $10,62 \pm 6,19 \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 12). As maiores variações de clorofila ocorreram em junho de 2016, quando a média de clorofila-a foi de $13,53 \pm 6,19 \mu\text{g.L}^{-1}$.

Tabela 12: Resumo dos parâmetros ambientais (média \pm desvio padrão) em outubro de 2015 (período seco), abril (período chuvosa) e junho de 2016 (início do período seco).

Parâmetros ambientais	Amostragem			Média temporal
	out/15	abr/16	jun/16	
TC _{bd} (L.g ⁻¹ .h ⁻¹)	1,28 \pm 0,83	2,27 \pm 1,98	2,36 \pm 1,14	1,56 \pm 0,46
Temperatura (°C)	24,98 \pm 0,1	27,92 \pm 0,29	26,77 \pm 0,09	26,56 \pm 1,24
Turbidez (NTU)	8,54 \pm 1,29	8,98 \pm 2,30	9,71 \pm 2,81	9,07 \pm 2,11
Salinidade (psu)	35,13 \pm 0,14	33,50 \pm 0,32	29,40 \pm 1,35	34,68 \pm 2,58
OD (mg.L ⁻¹)	4,78 \pm 0,43	3,99 \pm 0,69	4,18 \pm 0,39	4,32 \pm 0,61
MPS (mg.L ⁻¹)	14,16 \pm 2,30	17,45 \pm 9,21	16,33 \pm 1,73	15,98 \pm 5,53
MOP (mg.L ⁻¹)	3,72 \pm 0,34	7,66 \pm 5,38	0,62 \pm 0,51	4,00 \pm 4,20
MIP (mg.L ⁻¹)	10,44 \pm 1,97	10,75 \pm 7,64	15,71 \pm 2,18	12,30 \pm 5,17
Chlorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	10,63 \pm 4,67	7,71 \pm 6,10	13,53 \pm 6,80	10,62 \pm 6,19

A correlação entre TC_{bd} e os parâmetros ambientais pelo teste de Spearman é apresentado na tabela 13.

Tabela 13: Matriz de correlação de Spearman com a média dos parâmetros ambientais e a TC.

Variáveis	Correação de Spearman									
	As correlações em vermelho são significativas em $p < ,05$									
	TC (L.h ⁻¹)	Temp (°C)	Turb (NTU)	Sal (psu)	OD (mg.L ⁻¹)	MPS (mg.L ⁻¹)	MPO (mg.L ⁻¹)	MPI (mg.L ⁻¹)	Clor a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	
TC (L.h ⁻¹)	1,00									
Temp (°C)	0,30	1,00								
Turb (NTU)	-0,20	0,07	1,00							
Sal (psu)	-0,34	-0,48	0,02	1,00						
OD (mg.L ⁻¹)	-0,37	-0,32	0,43	0,42	1,00					
MPS (mg.L ⁻¹)	-0,07	0,33	0,88	-0,15	0,33	1,00				
MPO (mg.L ⁻¹)	-0,16	0,17	0,05	0,60	0,38	0,23	1,00			
MPI (mg.L ⁻¹)	-0,12	-0,08	0,73	-0,28	-0,03	0,70	-0,28	1,00		
Clor a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	-0,34	-0,43	0,50	-0,12	0,33	0,40	-0,35	0,75	1,00	

3.5.2 Seletividade alimentar de *C. rhizophorae*

A análise da seletividade alimentar através das taxas clareamento por fluxo contínuo (TC_{fc}) está apresentada na Tabela 14.

Como desdobramento da análise da capacidade de filtração de *C. rhizophorae* na SNSEBV por, foram feitas análises qualitativas e quantitativas dos itens alimentares nas amostras coletadas no experimento de junho de 2016 (Tabela 15). O potencial de remoção de N pela ostra do mangue foi de $1,06 \times 10^8$ kgN. A densidade média de fitoplâncton foi de 2.856×10^3 organismos.L⁻¹. A densidade média de nanofitoplâncton (2-20 µm) e microfitoplâncton (20-200 µm) foi de 2.844 e 223×10^3 organismos.L⁻¹, respectivamente. A taxa de clareamento de microplancton foi relativamente maior do que de nanoplancton.

Tabela 14: Valores médios e desvio padrão das concentrações de partículas em suspensão, clorofila, e TC_{fc}.

data	Estação amostral	[] partículas part.mL ⁻¹	TC _{fc} (L.g ⁻¹ .h ⁻¹)	Eficiência de remoção de partículas	Clor-a [µg.L ⁻¹]	N [ug.L ⁻¹] (1µgChl-a:14µgN)	Alimento (µugN.l ⁻¹)	TC _{fc} _Clor-a (µg.L ⁻¹ .g ⁻¹ .h ⁻¹)	Eficiência da remoção de Clor-a	TC _{fc} -N (ugN.L ⁻¹ .g ⁻¹ .h ⁻¹)
				%					%	
Jan/16	1	24170	0,06 ± 0,08	58,5	1,91±0,57	0,16±0,05	0,16±0,05	0,49 ±0,42	59,25	0,27 ±0,02
	2	44815	0,03± 0,03	23,26	5,13±1,32	0,44±0,11	0,44±0,11	0,40±0,25	85,63	0,75±0,00
	3	32305	0,11 ± 0,05	53,79	0,91±0,25	0,08±0,02	0,08±0,02	1,07 ± 0,39	20,95	0,55±0,01
Mar/16	1	35278	0,01 ± 0,01	15,14	11,97±3,28	1,02±0,28	1,02±0,28	0,15 ± 0,17	18,9	0,97 ±0,10
	2	23815	0,01 ± 0,00	19,51	3,63±0,54	0,31±0,05	0,31±0,05	0,14± 0,06	10,77	0,72±0,66
	3	29643	0,00 ± 0,00	17,95	2,63±0,64	0,22±0,05	0,22±0,05	0,11 ± 0,04	1,17	0,16±0,21
Abr/16	1	-	0,03 ± 0,03	53,34	-	-	-	-	-	-
	2	-	0,07± 0,03	60,6	-	-	-	-	-	-
	3	-	0,07 ± 0,04	39,42	-	-	-	-	-	-
Jun/16	1	20135	0,04 ± 0,03	69,67	1,03±0,11	0,09±0,01	0,09±0,01	0,09 ± 0,03	71,42	0,22 ±0,06
	2	46746	0,10 ± 0,04	81,01	1,28±0,24	0,11±0,02	0,11±0,02	0,09 ± 0,08	47,19	0,11±0,05
	3	21514	0,11 ± 0,03	82,18	1,34±0,19	0,11±0,02	0,11±0,02	0,15 ± 0,06	30,35	0,17±0,07

Tabela 15: Valores médios e desvio padrão de densidade de nano e microplâncton (x10³ organismos.L⁻¹) e respectivas TC_{fc}.

Estação amostral	Densidade Numérica (x10 ³ organismos.L-1)		TC _{fc} (L.g-1.h-1)	
	Nanofitoplancton	Microfitoplancton	Nanoplancton	Microplancton
	1	3337	575	0,03 ±0,02
2	2309	35	0,10 ±0,05	0,11±0,06
3	2885	58	0,09 ±0,01	0,11 ±0,02

- *Análise qualitativa do fitoplâncton*

A análise de fitoplâncton nas três estações experimentais da SNSEBV mostrou que houve ocorrência de 46 espécies de microalgas pertencentes as seguintes classes (Tabela 16): Bacillariophyceae ($n = 9$), Chlorodendrophyceae ($n = 1$), Chlorophyceae ($n = 9$), Coscinodiscophyceae ($n = 12$), Cryptophyceae ($n = 2$), Cyanophyceae ($n = 4$), Dinophyceae ($n = 1$), Euglenophyceae ($n = 1$), Fragilariophyceae ($n = 1$), Pedinophyceae ($n = 1$), Synurophyceae ($n = 1$) e Trebouxiophyceae ($n = 4$). Não houve diferença significativa entre as estações, embora a estação 3 tenha apresentado maior riqueza.

Tabela 16: Lista, enquadramento taxonômico, ocorrência por estação.

Enquadramento Taxonômico	estação 1	estação 2	estação 3
Bacillariophyceae			
<i>Amphora</i> sp.		X	X
<i>Cocconeis</i> sp.			X
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg)			X
<i>Cymbella</i> sp.			X
<i>Diploneis</i> sp.			X
<i>Navicula</i> spp.	X	X	X
<i>Nitzschia</i> spp.	X	X	X
<i>Pinnularia</i> sp.			X
<i>Pleurosigma</i> sp.	X		
<i>Surirella</i> sp.	X		X
Chlorodendrophyceae			
<i>Tetraselmis</i> sp.			X
Chlorophyceae			
<i>Ankistrodesmus</i> spp.		X	X
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turner)			X
<i>Botryococcus</i> sp.	X		X
<i>Chlamydomonas</i> spp.	X	X	X
<i>Chlorella</i> sp.	X	X	X
<i>Chlorococcum</i> sp.		X	
<i>Desmodesmu</i> ssp.		X	
<i>Kirchneriella</i> sp.	X	X	X
<i>Monoraphidium</i> spp.	X	X	X
<i>Scenedesmu</i> ssp.	X		X
Coscinodiscophyceae			
<i>Asteromphalu</i> ssp.	X		
<i>Chaetoceros brevis</i>	X		
<i>Chaetoceros</i> sp.		X	
<i>Coscinodiscus centralis</i>	X	X	X
<i>Coscinodiscus lineatus</i>	X		
<i>Coscinodiscus oculus-iridis</i> (Ehrenberg)			X
<i>Coscinodiscus</i> spp.		X	
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	X	X	X
<i>Hemiaulus</i> sp.	X	X	X
<i>Leptocylindrus danicus</i>		X	X
<i>Odontella</i> sp.		X	X
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze)		X	
<i>Thalassiosira</i> sp.		X	X

Cryptophyceae			
<i>Cryptomona</i> ssp			X
<i>Hillea fusiformis</i>		X	X
Cyanophyceae			
<i>Anabaena</i> sp		X	X
<i>Chroococcus</i> spp	X	X	X
<i>Microcystis</i> sp	X		
<i>Synechocystis</i> spp	X	X	X
Dinophyceae			
<i>Protoberidinium</i> sp	X		
Euglenophyceae			
<i>Trachelomonas</i> spp	X	X	
Fragilariophyceae			
<i>Synedra</i> spp	X		
Pedinophyceae			
<i>Resultor</i> sp	X	X	X
Synurophyceae			
<i>Mallomonas</i> sp	X	X	
Trebouxiophyceae			
<i>Eremosphaera</i> sp	X	X	X
<i>Keratococcus</i> sp			X
<i>Micractinium pusillum</i>			X
<i>Pseudochlorella subsphaerica</i>		X	

Na caracterização da composição qualitativa (%) do conteúdo fitoplanctônico (Figura 41), baseada na média das 3 estações experimentais da SNSEBV, a classe Chlorophyceae foi considerada dominante (37 %), seguido pelas classes de diatomácea Penata, Cyanophyceae e 'outras', sendo este constituída por Chlorodendrophyceae, Conjugatophyceae (Zygnematophyceae) e Euglenophyceae). As classes de fitoflagelado, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae foram menos representativas. Na caracterização da composição qualitativa (%) do conteúdo fitoplanctônico presente nas amostras de cada uma das estações, as análises mostraram que houve diferença na composição qualitativa de Chlorophyceae, sendo maior na estação 2 (43%) (Figura 42b); diatomácea penata, teve maior ocorrência na estação 3 (14%) (Figura 42 c) e menor na estação 2 (4%) (Figura 42 b); e Coscinodiscophyceae, com maior ocorrência na estação 1 (33%) (Figura 42 a) e menor na estação 3 (19%). Não houve diferença significativa de riqueza do conteúdo alimentar entre as estações (Figura 43).

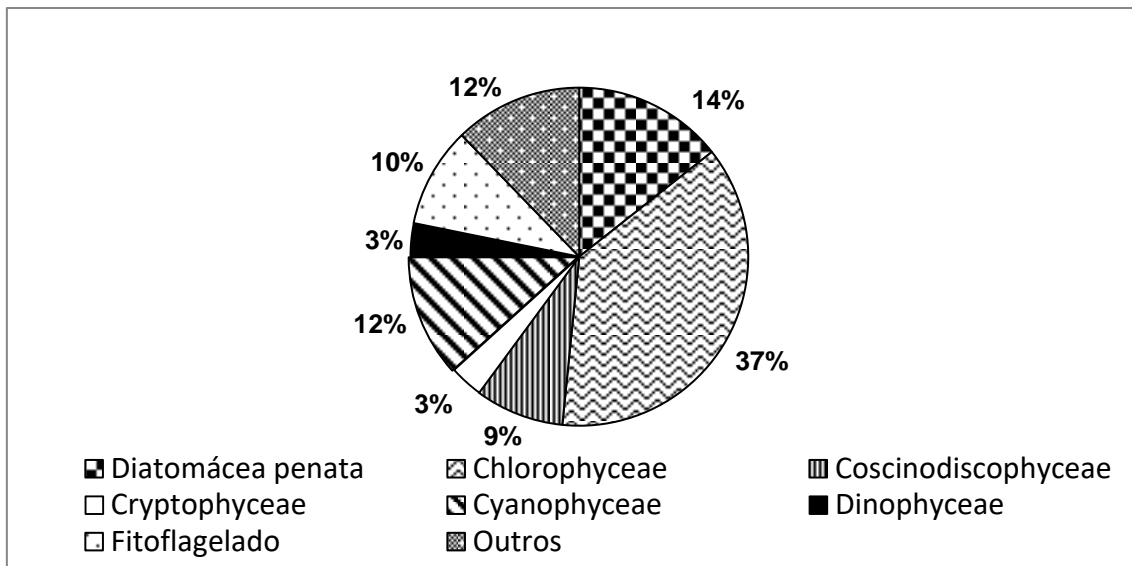


Figura 41: Caracterização da composição qualitativa (%) do conteúdo fitoplanctônico, baseada na média das 3 estações experimentais da SNSEBV.

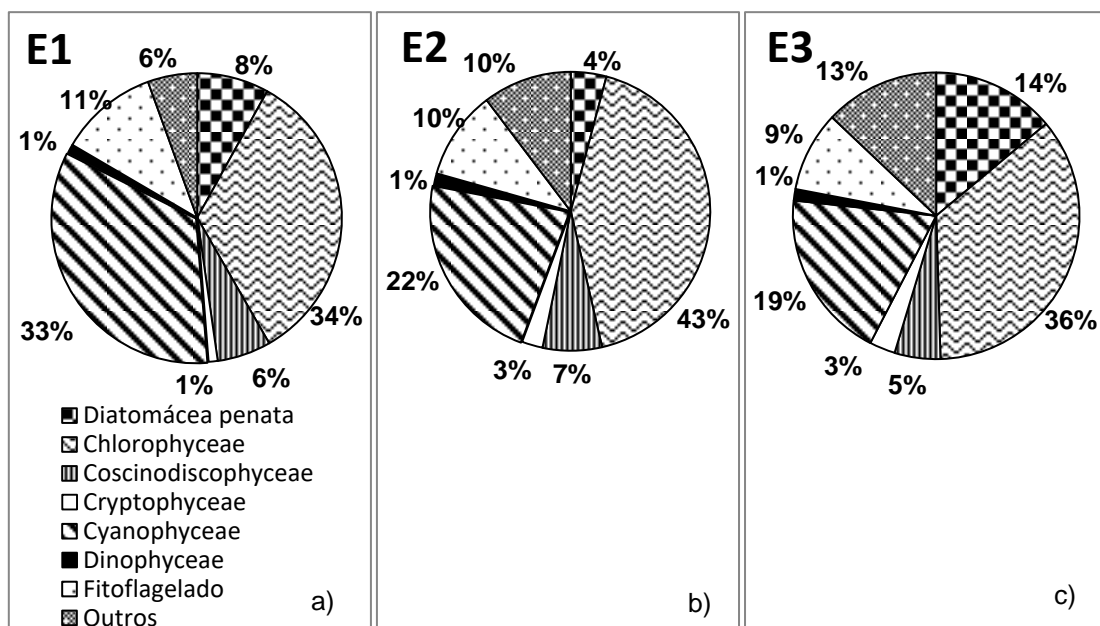


Figura 42: Composição qualitativa (%) do conteúdo fitoplanctônico em cada estação experimental da SNSEBV, onde: a) estação 1 (E1), b) estação 2 (E2) e c) estação 3 (E3).

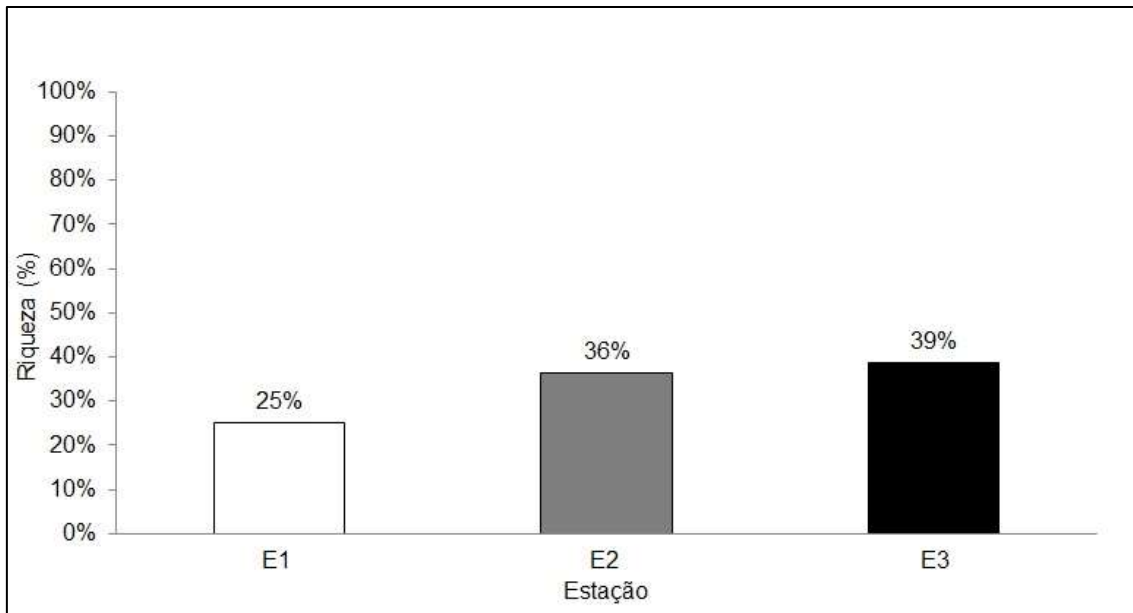


Figura 43: Riqueza (%) sa comunidade fitoplanctônica nas 3 estações da SNSEBV.

Na análise das amostras correspondentes aos tempos 0', 30', 60' e 90', coletadas durante experimento da TC_{fc} observou-se que não houve seletividade na remoção das microalgas. Também não houve diferença da riqueza de organismos presentes em cada amostra e no respectivo tempo de coleta (Figuras 44 a, b e c).

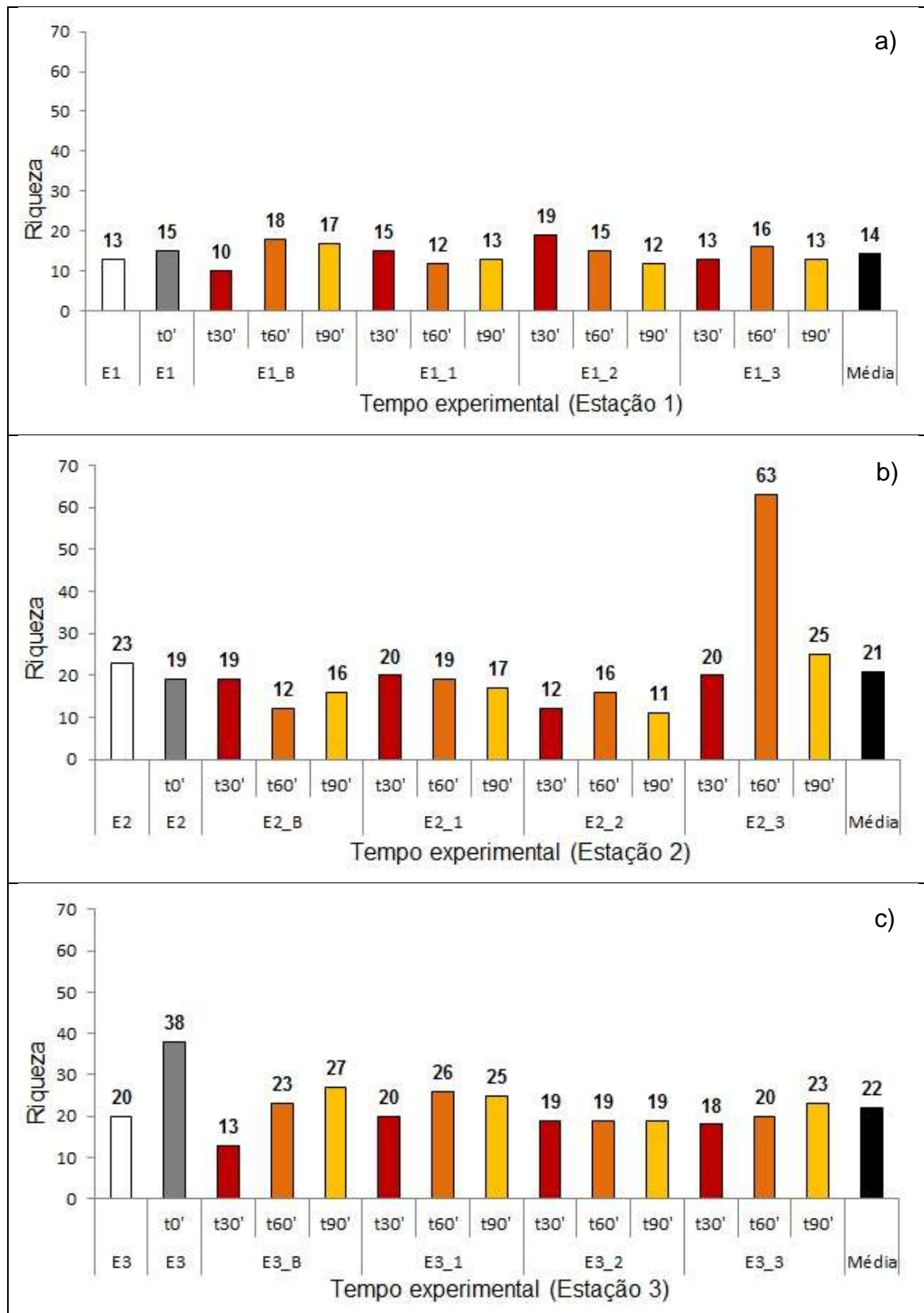


Figura 44: Componente riqueza da diversidade da comunidade fitoplanctônica do experimento de junho de 2016 da taxa de clareamento por fluxo contínuo na estação 1(a), estação 2 (b) e estação 3 (c) .

- *Análise quantitativa do fitoplâncton*

A seguir são apresentados gráficos da densidade fitoplanctônica ($\text{ind.} \cdot 10^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) nas 3 estações (Figuras 45 a, b e c). Na estação 1 observa-se maior densidade de indivíduos no tempo 60', indicando diminuição na remoção de partículas.

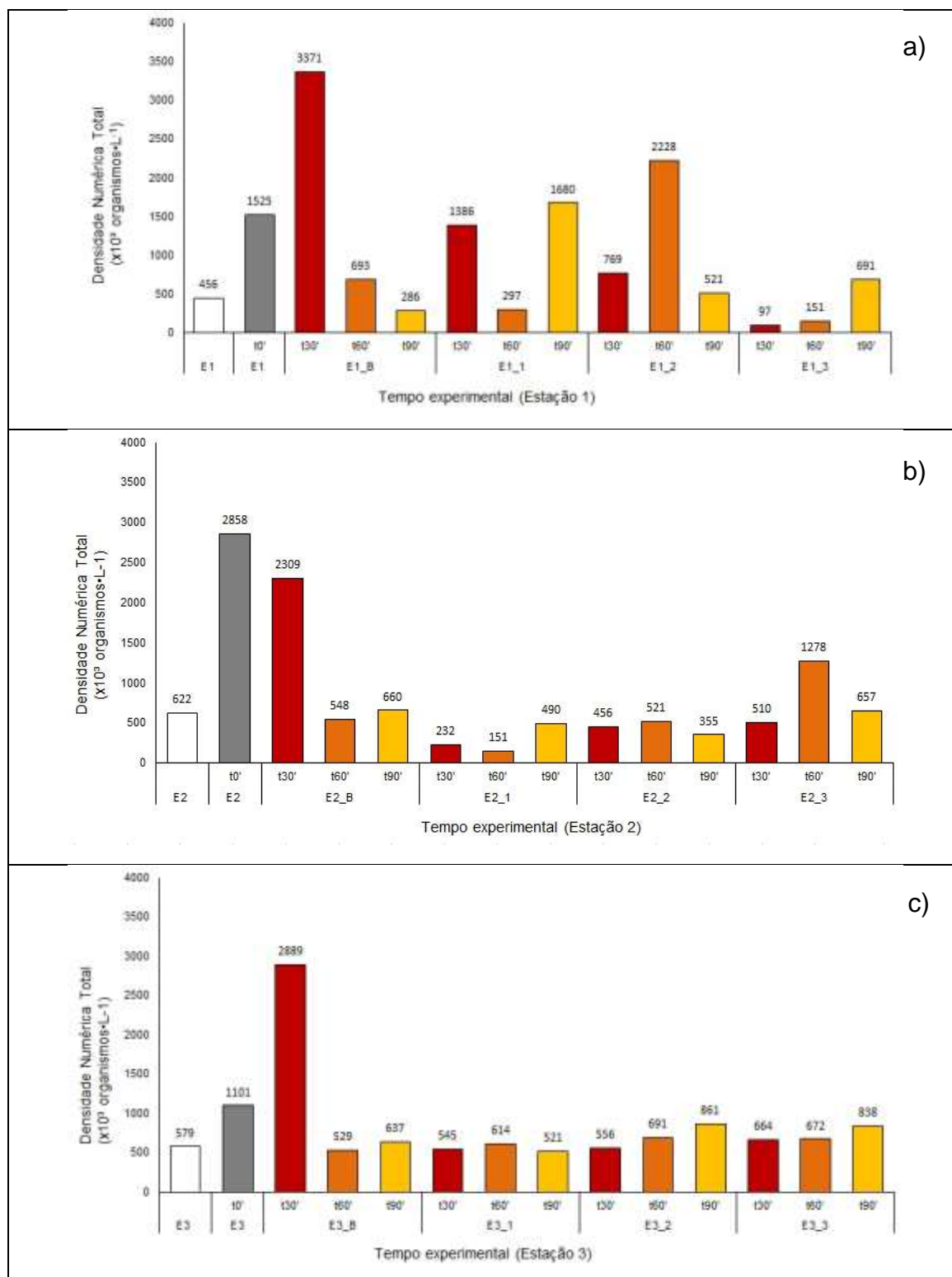


Figura 45: Densidade da comunidade fitoplanctônica ($\text{ind.} \cdot 10^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) durante o experimento de taxa de clareamento por fluxo contínuo na estação 1(a), estação 2 (b) e estação 3 (c).

A seguir, são apresentados os resultados de densidade específica do nanofitoplâncton ($\text{ind.} \cdot 10^3 \cdot \text{mL}^{-1}$) (Figuras 46 a, b e c) e e microfítoplâncton (Figuras 47 a, b e c) nas estações 1, 2 e 3.

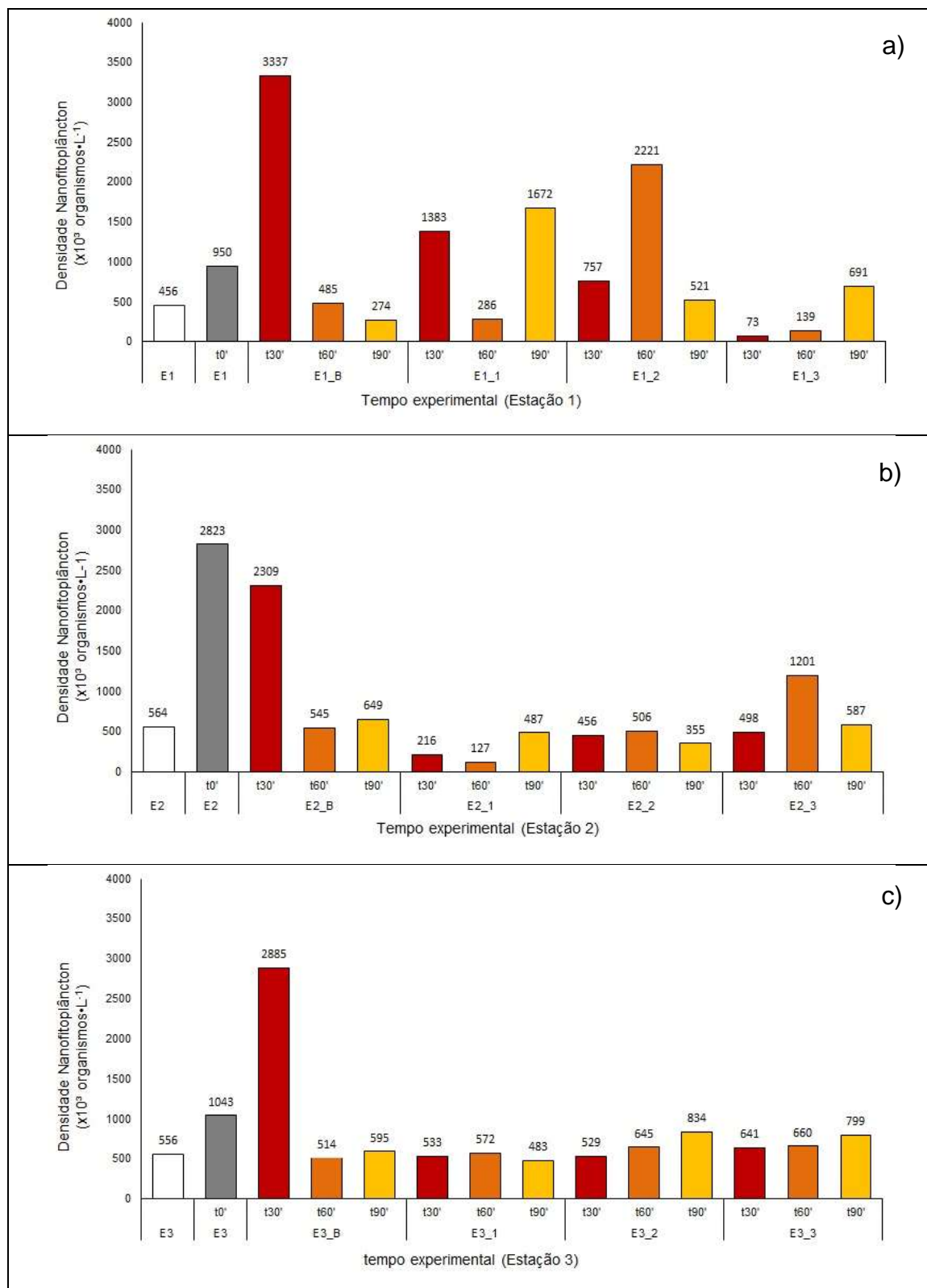


Figura 46: Densidade de nanofitoplâncton ($\text{ind.} \times 10^3 \text{ mL}$) nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).

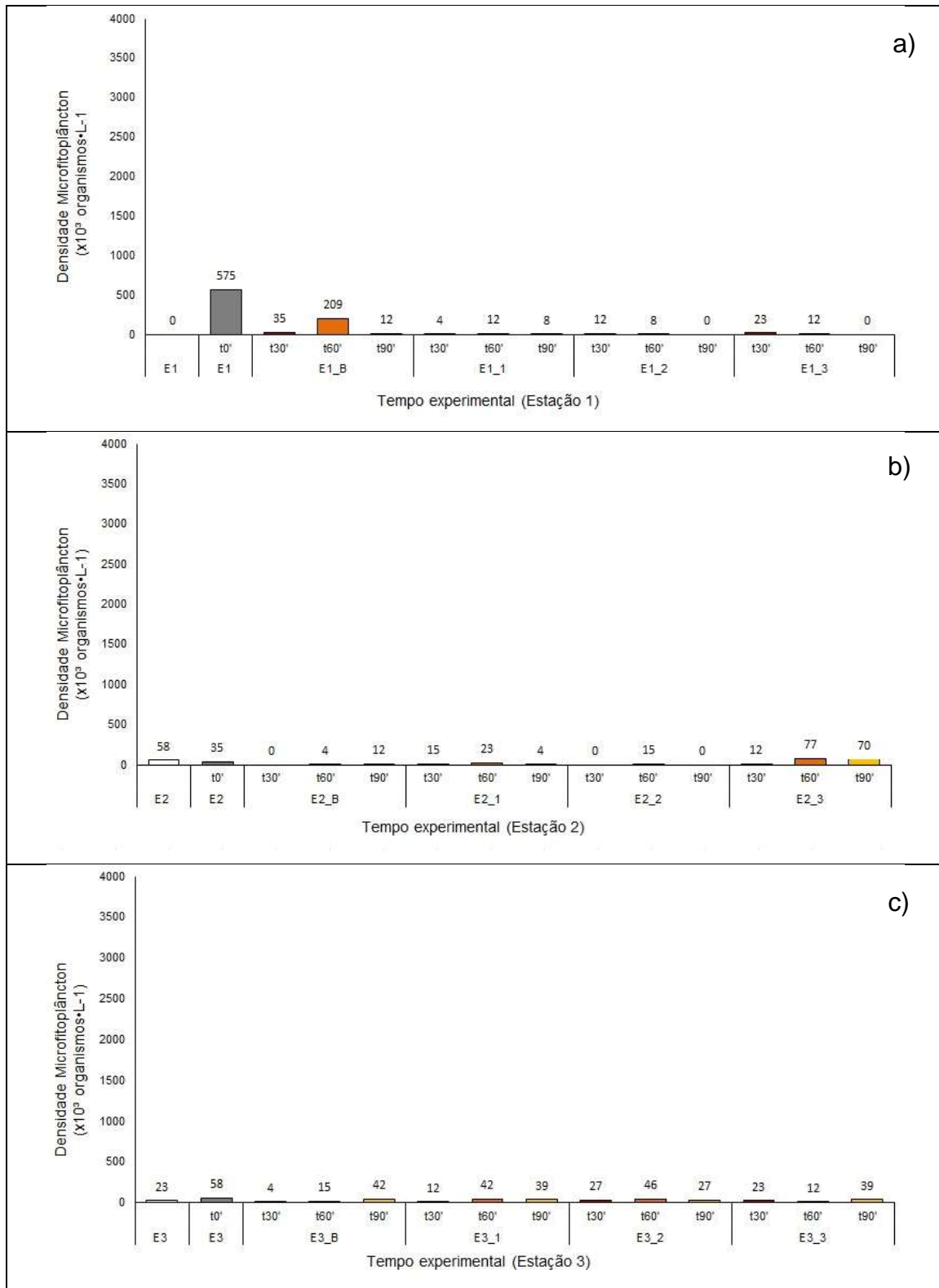


Figura 47: Densidade de microfitoplâncton, nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).

A pequena contribuição relativa do nano e microfitoplâncton nas amostras sugere que houve seletividade quanto ao tamanho do fitoplâncton ingerido, com preferência ao nanofitoplâncton por *C. rhizophorae* (Figuras 48 a, b e c).

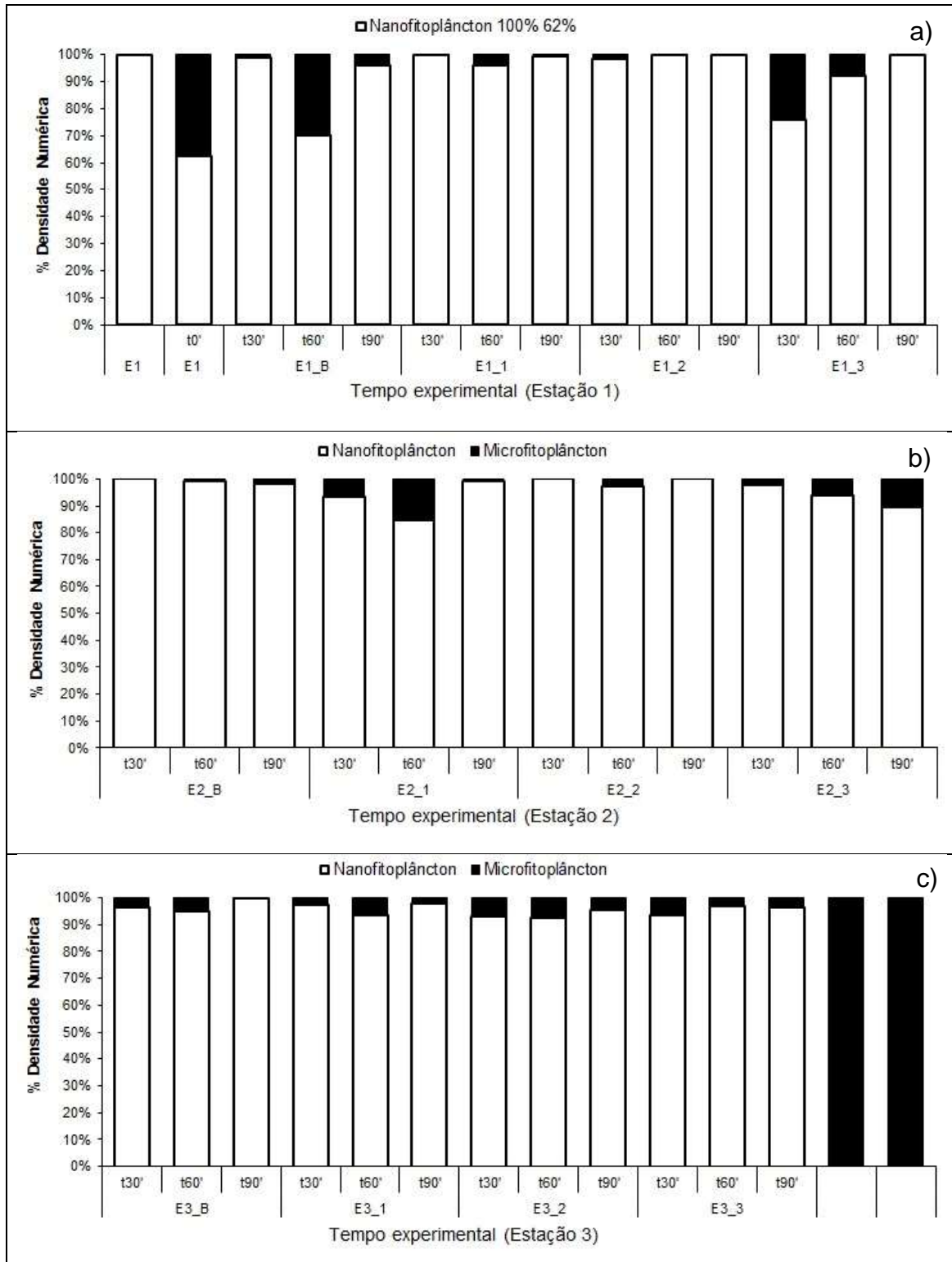


Figura 48: Importância relativa da densidade de nano e microfitoplâncton 1 (a), 2 (b) e 3 (c), tamanho e categoria sintetizados.

A seguir, são apresentadas figuras da proporção relativa fitoplanctônica (%), especificando as classes taxonômicas das três estações (Figuras 49 a, b e c).

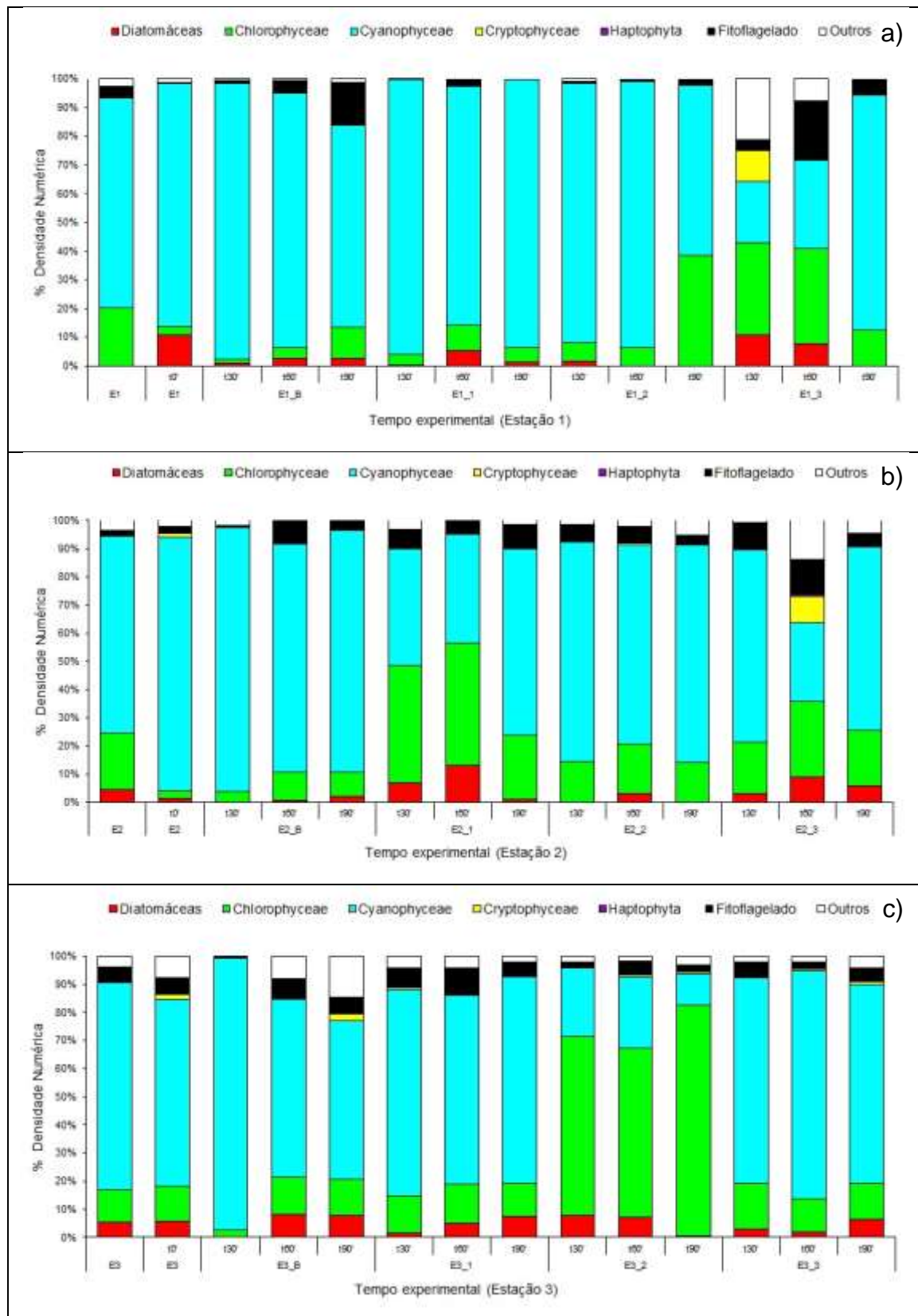


Figura 49: Proporção relativa fitoplanctônica (%) nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).

A seguir são apresentadas as médias de diversidade específica ($\text{bits}\cdot\text{organismo}^{-1}$) Figuras 50 a, b e c) e equitabilidade Figuras 51a, b e c) nas estações 1, 2 e 3.

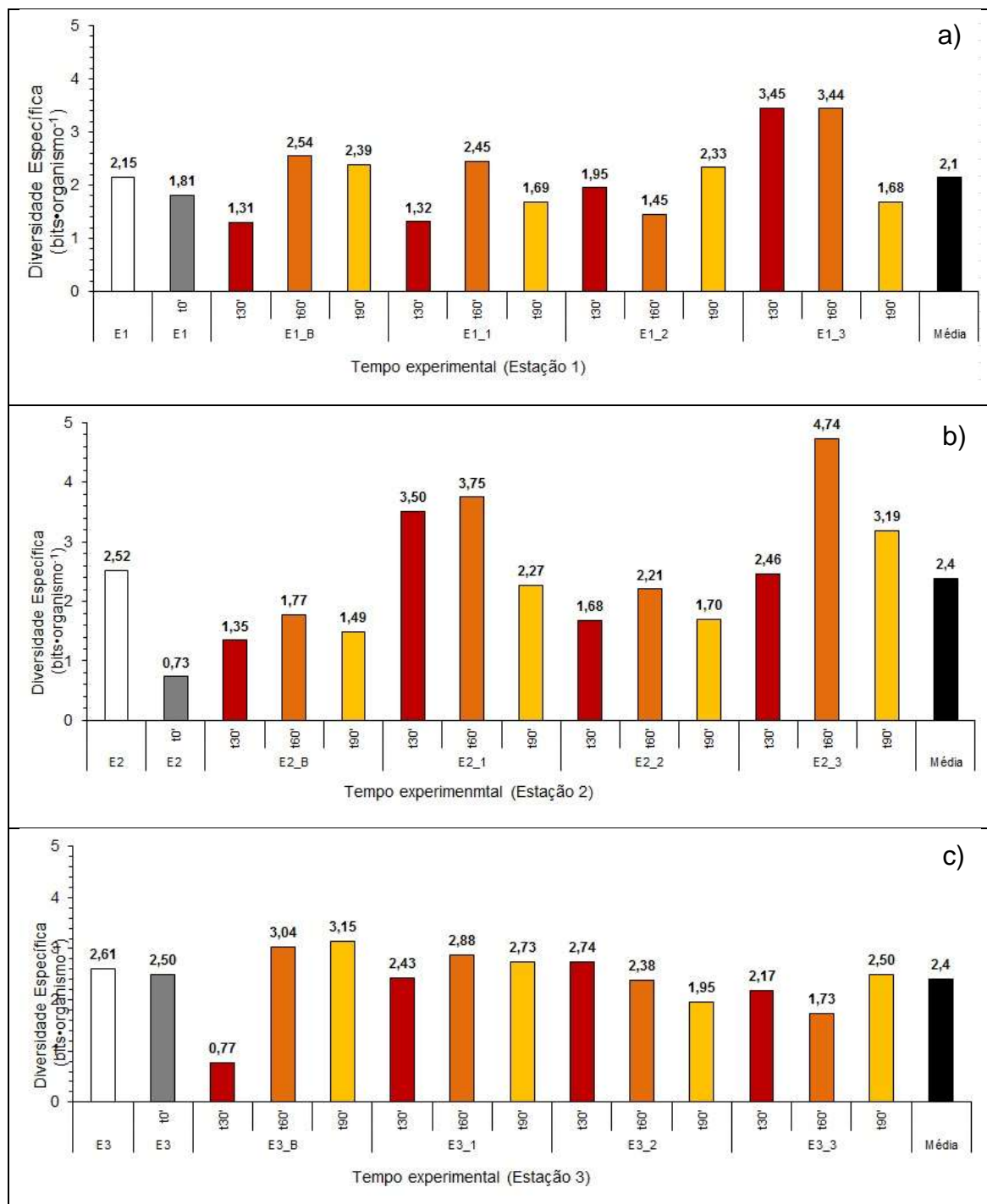


Figura 50: Diversidade específica fitoplanctônica, nas estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).

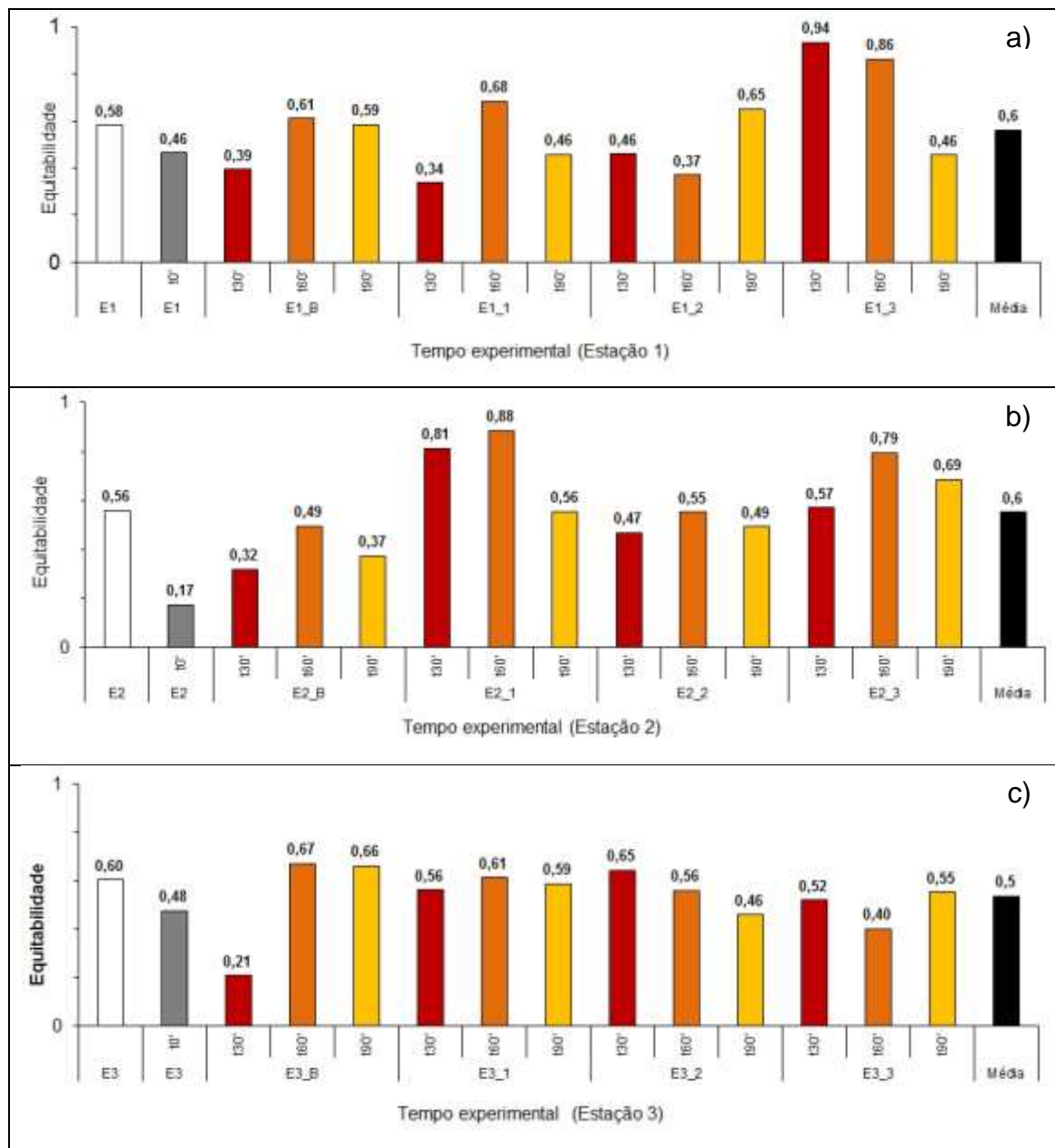


Figura 51: Dados de equitabilidade, das estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).

3.5.3 Densidade de *R. mangle* do manguezal da SNSEBV

A área total de *R. mangle* ocupa 0,35 km² dentro da área de manguezal da SNSEBV (25,6 km²). Os bosques de mangue avaliados tiveram *R. mangle* como espécie arbórea dominante, com contribuição em área basal superior a 60 %. Foi constatado também contribuição de *A. schaueriana* e *L. racemosa* nas áreas avaliadas, com contribuição em área basal inferior a 15 e 34 %, respectivamente. *R. mangle* diferiu em relação às outras duas espécies, com dominância em área basal de 88% e cerca de 4322 indivíduos, em relação a *A. schaueriana* e *L. Racemosa*, com dominância de 3 e 9%, respectivamente (Figura 52 a, b e c).

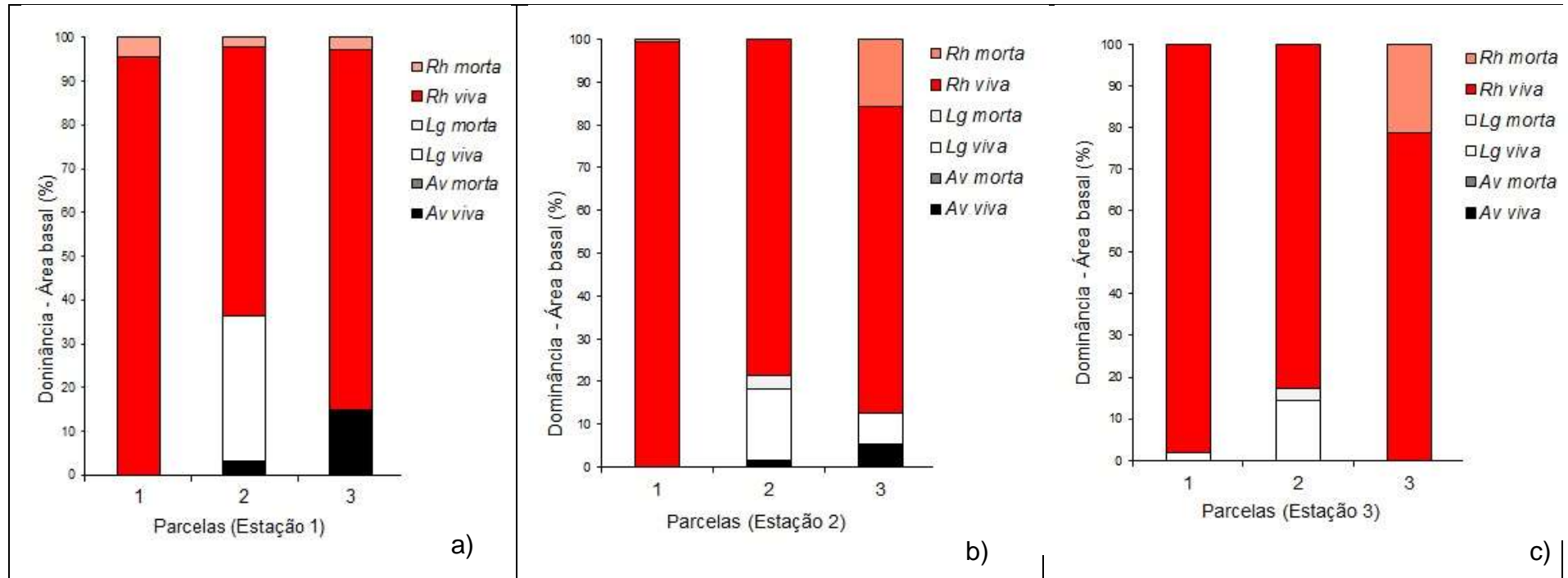


Figura 52:: Dominância em área basal (%) viva e morta, por espécie, nas florestas de mangue das estações 1 (a), 2 (b) e 3 (c).

As características estruturais dos bosques de mangie são apresentadas na Tabela 1. A variação de densidade foi de 700 a 8.000 troncos vivos por hectare, sendo que a parcela 2 das estações 2 e 3 (foz do Rio Bubu e do RSMV) apresentaram menor e maior densidade, respectivamente. A menor e maior DAP médio (4,93 e 22,34 cm) ocorreu na parcela 3 da estação 1 (foz do rio Bubu) e 1da estação 3 (foz do RSMV). A correlação linear entre a densidade de troncos vivos e o DAP médio foi positiva ($r^2 = 0,8234$; $p = 0,0007$; $y = 8459,5703 - 377,1181 \cdot \text{DAP médio}$).

A parcela 3 da estação 1 (foz do rio Bubu) apresentou menor área basal total (11,18 m²) e a parcela 2 da estação 2 (Caieiras) o maior valor (39,7 m²). A porcentagem de troncos mortos foi mais elevada nas parcelas 1 da estação 1 e 2 da estação 3, variando entre 11,11 e 12,5 % (Tabela 17).

O diâmetro médio da distribuição de *R. mangle* no manguezal indicou o desenvolvimento intermediário de troncos (vivos e mortos) nas florestas nos locais 1 e 2. O DAP médio das parcelas nos locais 1, 2 e 3 foi de 5,4; 10,7 e 16,4 cm, respectivamente, indicando um desenvolvimento intermediário das florestas nos locais 1 e 2. A dominância, na área basal, de *R. mangle* diferiu entre os locais avaliados nos locais 2 e 3, com maior dominância do mangue vermelho.

Tabela 17: Dados estruturais dos bosques de mangue na SNSEBV. Rh: *Rhizophora mangle*, Av: *Avicennia schaueriana* e Lg: *Laguncularia racemosa*.

Estação	Parcela	Densidade (troncos vivos.ha ⁻¹)	DAP médio (cm)	Contribuição em área basal (%)		
				Espécie	viva	morta
1	1	4800,00	6,32	<i>A. schaueriana</i>	0,00	0,00
				<i>L. racemosa</i>	0,00	0,00
				<i>R. mangle</i>	95,66	4,34
	2	8000,00	5,01	<i>A. germinans</i>	3,36	0,00
				<i>L. racemosa</i>	33,17	0,00
				<i>R. mangle</i>	61,39	2,08
	3	5700,00	4,93	<i>A. schaueriana</i>	14,95	0,00
				<i>L. racemosa</i>	0,00	0,00
				<i>R. mangle</i>	82,16	2,89
2	1	1700,00	15,45	<i>A. schaueriana</i>	0,00	0,00
				<i>L. racemosa</i>	0,00	0,00
				<i>R. mangle</i>	99,48	0,52
	2	7400,00	8,14	<i>A. germinans</i>	1,47	0,00
				<i>L. racemosa</i>	16,92	2,90
				<i>R. mangle</i>	78,71	0,00
	3	5000,00	8,44	<i>A. schaueriana</i>	5,32	0,00
				<i>L. racemosa</i>	7,20	0,00
				<i>R. mangle</i>	71,70	15,78
3	1	800,00	22,34	<i>A. schaueriana</i>	0,00	0,00
				<i>L. racemosa</i>	1,81	0,00
				<i>R. mangle</i>	98,19	0,00
	2	700,00	19,40	<i>A. germinans</i>	0,00	0,00
				<i>L. racemosa</i>	14,33	3,05
				<i>R. mangle</i>	82,62	0,00
	3	5300,00	7,39	<i>A. schaueriana</i>	0,00	0,00
				<i>L. racemosa</i>	0,00	0,00
				<i>R. mangle</i>	78,86	21,14

Não houve diferença na densidade de *R. mangle* entre as 3 estações (Tabela 15). Os códigos (a), (b) e (c) foram usados para identificar a ocorrência de diferença estatística entre os locais da amostragem.

Tabela 18: Dados estruturais referentes à *Rhizophora mangle* no manguezal da SNSEBV. As letras (a), (b) e (c) representam códigos de correlação estatística entre as estações amostrais.

Estação	Área basal		Densidade	
	Total (m ²)	viva (m ²)	total (tr.ha-1)	vivos (tr.vivos.ha-1)
1	11,81±3,98 b	11,36±3,19 b	6233±907	5633±907
2	30,77±1,55 a	28,97±4,49 a	4500±2425	4333±2511
3	25,75±7,10 a	23,72±6,62 a	2233±2919	2133±2747
Teste F	13,4794	9,8879	2,37828	1,92025
p	0,006033	0,012613	0,173553	0,226675

3.5.4 Biomassa de *C. rhizophorae* do manguezal da SNSEBV

A seção da área de manguezal que circunda a SNSEBV (área de franja), que é predominantemente coberta por *R. mangle*, foi estimada em 0,35 km². Essa área representa 1,4% da área total do manguezal (25,64 km²). A média do peso seco do tecido isento de cinza dos espécimes variou de 0,103 a 0,895 g (0,66 ± 0,23 g), a altura média da concha variou de 57,00 a 74,00 mm (68,00 ± 4,21 mm).

A biomassa, quantificada com base na média de biomassa (g.m⁻²) e densidade (ind.m⁻²) de cada estação foi estimada em 3,77x10⁵ kg.km⁻². Houve redução da densidade de *C. rhizophorae* entre as estações, mas não houve diferença significativa de biomassa (K-W: p = 0,553) (Tabela 15).

Tabela 19: Densidade e biomassa de *C. rhizophorae* em m² no manguezal da SNSEBV.

variáveis	Estações de amostragem		
	1	2	3
Densidade de <i>C. rhizophorae</i> (ind.m ⁻²)	156	35	9
Biomassa de <i>C. rhizophorae</i> (g.m ⁻²)	2050	687	480

3.5.5 Magnitude da biofiltração no manguezal da SNSEBV

A magnitude da biofiltração no manguezal da SNSEBV, estimada a partir da multiplicação da TC_{bd} por grama de espécime de *C. rhizophorae* (1,56 L.g⁻¹.h⁻¹) e biomassa (3,77x10⁵ kg.m⁻²), foi de 7,06x10⁶ m³.kg⁻¹.dia⁻¹, correspondendo uma regulação diária de 28% do volume do sistema estuarino (2,5x10⁷ m³).

3.6 DISCUSSÃO

A TC da ostra do mangue encontrada no presente estudo é de $1,56 \text{ L.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$), o que mostra que essa espécie têm capacidade de remover concentrações de séston, mas variações de MOP disponível limitam a eficácia da biofiltração. Valores de TCs de ostras encontrados na literatura variam amplamente de acordo com a metodologia utilizada, tipo de dieta fornecida, salinidade e outros fatores exógenos que influenciam na ecofisiologia. Scroczynska et al (2012) estudando a mesma espécie no Sistema Estuarino Piraquê-açu/Piraquê-mirim - PAPMES, localizado 40 km ao norte da Baía de Vitória, encontraram uma média de TC_{bd} de $17,99 \text{ L.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ do peso seco da carne dos espécimes de ostra. O período de realização do experimento esteve associado a evento com fortes chuvas e alta descarga do séston para o sistema estuarino.

O método TC_{bd} mostrou uma resposta integrada das ostras do mangue em um período de tempo intra-anual, considerando que TC_{bd} s foram diferentes entre período chuvoso e seco. Apesar da eficácia do método dos biodepósitos, outros métodos, como o método de fluxo contínuo, têm sido aplicados para analisar a seletividade alimentar de ostras (Iglesias et al., 1996, Cranford e Hill, 1999; Cranford et al., 2014). Da mesma forma, as TCs de *Pinctada imbricata* medidas pelos métodos de fluxo contínuo laboratorial (CRcf) (Pouvreau et al., 1999) e em biodepósitos de campo (Pouvreau et al., 2000) resultaram em valores similares de 25,88 e 22,00 $\text{L.g}^{-1}.\text{h}^{-1}$ peso seco, respectivamente.

Os parâmetros ambientais medidos no presente estudo estão dentro da faixa ideal para espécies do gênero *Crassostrea* (Nascimento, 1991; Bayne, 2017). Neste estudo, a concentração média do séston (MPS) foi $15,80 \text{ mg.L}^{-1}$. A baixa variação do séston e menor fração orgânica do MPS em todo o período, MOP e MIP, podem estar relacionadas ao período de baixa vazão do rio Santa Maria e descarga de esgoto na SNSEBV (Lucas, 2002; Teubner Jr, 2016). A concentração do MPS consistente com resultados de estudos anteriores nesse sistema estuarino (Barroso et al., 2015, Puppim, 2016; Teubner Jr., 2016).

O concentração do MIP implica uma maior taxa de deposição de pseudofezes, portanto, aponta para uma diminuição da TC_{bd} . Isso está de acordo com o estudo de Safi et al (2007), no qual o efeito de cargas inorgânicas do séston na seleção alimentar de *Atrina zelandica*, um molusco marinho, mostrou uma TC

decrecente com aumento de partículas maiores que 20 µm. O estudo também destaca preferências por nanofitoplâncton com redução da fração orgânica de seston e aumento da taxa de deposição de pseudofeces.

A disponibilidade de seston tem uma forte influência sobre a TC de ostras. Embora dependa da qualidade e tamanho das partículas orgânicas, o tempo de residência da água estuarina (TR) também deve ser considerado em estudos TC de bivalves estuarinos filtradores (Kellog et al., 2014; Gray et al., 2016). Segundo Gray et al. (2016), o volume filtrado por biomassa de *Ostrea lurida* varia de 3 a 57% entre as estações seca e chuvosa, respectivamente. A TC de *O. lurida* poderia atingir 97% do volume da Baía considerando um TR máximo de 60 dias. Os autores concluíram que uma maior filtração é possível quando as Tcs são combinados com estimativas mais precisas do TR para o sistema estuarino sob baixa descarga fluvial.

Outra consideração relevante à biofiltração é a assimilação de cerca de 20 a 30% da biomassa do séston e de nutrientes associados, que são filtrados por bivalves estuarinos filtradores, considerados como recicladores de nutrientes (Beninger et al., 2008; Wikfors, 2011; Kellog et al., 2014; Caffrey et al., 2016).

As ostras assimilam nutrientes da biomassa do fitoplâncton para o tecido mole e a concha, contribuindo para ciclagem de nutrientes. Quando as ostras são colhidas, os nutrientes que foram ingeridos são permanentemente removidos o ecossistema. Por outro lado, nutrientes presentes nas ostras que permanecem no ecossistema, são liberados novamente ao ecossistema com os biodepósitos (Higgins et al., 2011). Estima-se que uma ostra de 76 mm de comprimento de concha contenha 0,52 g de nitrogênio total (NT) (Newell et al., 2005). Segundo Higgins et al (2011), a partir de um modelo para estimar o potencial de assimilação de nutrientes por *C. virginica* no estuário da Baía de Chesapeake, EUA, em uma densidade de 286 ostras m⁻² (76 mm de comprimento da concha), assumindo a não mortalidade, as taxas de remoção de NT podem chegar a 378 kgNT.ha⁻¹. Os autores afirmam que a remoção de 1 tonelada de NT da Baía exigiria a colheita de 7,7 milhões de ostras cultivadas de 76 mm de comprimento.

A população de ostras do mangue existente no manguezal da SNSEBV tem potencial de remover 1,06 x10⁸ kg de N, a partir da concentração de partículas orgânicas ingeridas e armazenadas nos tecidos. Esses dados consistem com o

apresentado por Reitsma et al (2017) que analisaram o potencial das ostras *C. virginica* de 69 % para remover o excesso de nitrogênio em águas costeiras de Cape Cod, EUA, quanto ao teor de N armazenado em tecidos das ostras, que representaria uma remoção líquida de nitrogênio do corpo d' água. A partir desses resultados é possível valorar o serviço ecossistêmico de remoção de séston orgânico oferecido pela ostra do mangue do manguezal da SNSEBV.

De acordo com Newell (2007), a remoção do séston é importante para saúde do estuário, já que a concentração elevada de MOP, com alto teor de nutrientes orgânicos em plâncton e detritos, pode contribuir para degradação da qualidade da água, promovendo a eutrofização e aumentando o risco de florações de algas.

O aumento exagerado da biomassa de cianobactérias produtoras de toxinas, causada por nutrientes em excesso na água (i.e., eutrofização), ocasiona florações que podem gerar sérios riscos à saúde ambiental e humana.

No presente estudo foi registrada densidade fitoplânctônica de 4×10^6 ind.mL⁻¹, sendo considerada baixa em comparação ao registrado por Lucas (2002) que apresentou variação de 1×10^3 .ind.mL⁻¹ e 22×10^6 ind.mL⁻¹ para o período seco do mesmo sistema estuarino. A análise qualitativa fitoplanctônica da SNSEBV mostrou que dominância de Chlorophyceae (37%) e Cyanophyceae (14%), o que indica o estado da qualidade da SNSEBV. O índice de diversidade específica do fitoplâncton encontrado no presente estudo teve padrão semelhante nas 3 estações, com média de 2,5 bits.ind⁻¹, com tendência a redução entre os tempos 60' e 90'.

Os resultados da análise do fitoplâncton no presente estudo são consistentes com resultados obtidos por Lucas (2002), que registrou a predominância de ocorrência de Bacillariophyceae (47%), Chlorophyceae (16%), Cyanophyceae (10%), Dynophyceae (7%), Euglenophyceae (4%), Cryptophyceae (3%) e fitoflagelados (13%). As altas concentrações dos nutrientes favoreceram o crescimento algal e influenciam na composição da comunidade fitoplânctônica, dominada por Chlorophyceae.

Ao analisar a biodiversidade do fitoplâncton presente nas amostras de água da SNSEBV, pode-se observar o desenvolvimento de cianobactérias, que apesar de não serem dominantes, podem ter potencial toxigênico. Ainda são escassos os estudos sobre a contaminação de cianotoxinas em ostras. Apesar disso,

Cabral (2016) verificou a ocorrência de cianotoxinas em águas de cultivo e tecido de ostras *C. rhizophorae* destinadas ao consumo humano, e constatou a necessidade de um melhor monitoramento em locais de cultivo de ostras para consumo humano.

No presente estudo, a TC diária foi $7,06 \times 10^6 \text{ m}^3 \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$, representando 28 % do volume da SNSEBV. Na Baía de Brest, na França, os bivalves filtradores têm uma TC diária de $7,18 \times 10^8 \text{ m}^3$, o que pode resultar na filtração de 30% do volume da Baía (Hily, 1991). Segundo Newell (2007), a remoção de séston é importante para a saúde estuarina, pois o excesso de MOP com alto conteúdo de plâncton e detritos pode contribuir para degradação da qualidade estuarina, promovendo a eutrofização e aumentando os riscos de proliferação de algas.

Os fatores ambientais que afetam o manguezal e a ocorrência de vegetação de *R. mangle* também afetam a abundância e distribuição da ostra do mangue e, conseqüentemente, a capacidade dessa espécie regular os riscos da qualidade da água, tal como o excesso de séston. Fatores como descarga *in natura* de esgoto doméstico, aumento do nível do mar e mudanças de salinidade devido o represamento e seca representam ameaças à manutenção dos manguezais e devem ser considerados nos planos de gestão ambiental juntamente com o monitoramento e controle da abundância da ostra do mangue.

3.7 CONCLUSÕES

A ostra do mangue é uma espécie de hábito alimentar seletivo em relação ao tamanho das partículas, com preferência às nanopartículas presentes na fração orgânica do séston. Apesar da concentração média total do séston ($15,98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e das frações orgânica ($4,00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) e inorgânica ($12,30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) ser relativamente baixa para a SNSEBV, ao comparar com outros ecossistemas estuarinos, é possível confirmar a relação direta do conteúdo orgânico do séston com a eficiência da TC_{bd} de ostras.

A partir do TR médio (37 dias), a biomassa de *C. rhizophorae* existente no manguezal contribui significativamente com a remoção do séston e controle da eutrofização da SNSEBV. A biofiltração pela população de ostras existente no manguezal da SNSEBV é eficaz na remoção de séston, correspondendo a uma regulação diária de 28% do volume da SNSEBV.

Considerando a porcentagem de filtração, que é de 2,33%, sob as atuais condições hidrológicas e hidroquímicas, a população de *C. rhizophorae* existente no manguezal tem capacidade de filtrar o volume da SNSEBV em cerca de 4 dias. Com isso, a ostra do mangue é uma boa alternativa na gestão da conservação do ecossistema.

O papel ecológico da ostra *C. rhizophorae* na regulação da qualidade da água e no controle da eutrofização de estuários está diretamente relacionado com a variação espaço-temporal de séston orgânico no sistema estuarino. Novas medições da TC são necessárias para avaliar a resposta fisiológica temporal de médio e longo prazo da ostra do mangue sob diferentes variações da concentração de séston no sistema estuarino.

3.8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alvarenga, L., Nalesso, R. C. (2006). Preliminary assessmet of the potential for mangrove oyster cultivation in Piraquê-açu River Esturary (Aracruz, ES). *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 49(1):163-169.

Americam Public Health Association. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st edn. American Public Health Association, Washington, DC. APHA – AWWA – WPCF.

Barroso, G. F. (2004), Development of an evaluation framework for sustainable bivalve aquaculture: a strategic plan approach in Espírito Santo, Brazil. *Ph. D. Thesis*, University of Victoria, Canadá. 229p.

Barroso, G. F.; Bertoldi, L.; Neto, R. R. (2015). Avaliação ambiental integrada de ambientes estuarinos: Estudo de caso do sistema estuarino da Grande Vitória (Espírito Santo). *Relatório de Pesquisa*, Edital 04 de 2008, Fundo de Apoio à ciência e Tecnologia do município de Vitória - FACITEC.

Bayne , B. L.; Brown, D. A.; Burns, K.; Dixon, D. R.; Ivanovici, A.; Livingstone, D. R.; Lowe, D. M.; Moore, M. N.; Stebbing, A. R. D.; Widdows, J. (1985). *The effects of stress and pollution on marine animals*, New York, Praeger. p. 161 – 178.

Bayne, B. (2017). *Biology of Oysters*, (1st edition). Academic Press. 860p.

Beck, M. W; et al. (2011). Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. *Bioscience*. 61:107-116.

Beninger, P. G., Valdizan, A., Decottignies, P., Cognie, B. (2008). Impact of seston characteristics on qualitative particle selection sites and efficiencies in the pseudolamellibranch bivalve *Crassostrea gigas*. *Journal of experimental marine biology and ecology*. 360:9-14.

Buitrago E., Buitrago J., Freitas L., Lodeiros C., 2009, Identificación de factores que afectan al crecimiento y la supervivencia de la ostra de mangle, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), bajo condiciones de cultivo

suspendido en la laguna de La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela, *Zootecnia Tropical*. 27(1):79-90.

Cabral, J. P. da S. (2016). Cianotoxinas em ostras e em águas de cultivo da costa norte do Brasil. *Dissertação* (Mestrado em Biotecnologia), Universidade Federal do Pará. 62p.

Carranza A., Defeo O., Beck M. (2009). Diversity, conservation status and threat to native oysters (*Ostreidae*) around the Atlantic and Caribbean coasts of South America, *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems* 19:344-353.

Casasbellas, M. A. C. (1992). *Depuración de Moluscos*. Xunta de Galicia, v.18. 58p.

Chagas, L. P., Joyeux, J.-C., Fonseca, F. R. (2006). Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 86:861-875.

Christo, S. W. (2006). Biologia reprodutiva e ecologia de ostras do gênero *Crassostrea* Sacco, 1897 na Baía de Guaratuba (Paraná-Brasil): um subsídio ao cultivo. *Tese de Doutorado*, Zoologia, Universidade Federal do Paraná. 146p.

Cranford P.J., Hill P.S., 1999, Seasonal variation in food utilization by the suspension-feeding bivalve molluscs *Mytilus edulis* and *Placopecten magellanicus*. *Marine Ecology Progress Serie*. 190:223–239

Cranford, P. J.; D. A. Evans; S. E. Shumway.(2011). Bivalve filter feeding: variability and limits of the aquaculture biofilter. .In: Shumway, S. E. (ed). *Shellfish aquaculture and the environment*, Oxford: Wiley. 81-124.

Dame, R. F. (1996). *Ecology of marine bivalves: An Ecosystem Approach*. Boca Raton, CRC Press. 283p.

Dame, R. F.; Prins, T. C. (1998). Bivalve carrying capacity in coastal ecosystems. *Aquatic Ecology*. 31:409–421.

Da Silva, A. Z., Zanette, J., Fernando F. J., Guzenski, J., Marques, M. R., Bairy, A. C. (2005). Effects of salinity on biomarker responses in *Crassostrea rhizophorae* (Mollusca, Bivalvia) exposed to diesel oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 62(3):376-382.

Defossez, J. M., M Hawkins, A. J. S. (1997). Selective feeding in shellfish: size-dependent rejection of large particles within pseudofaeces from *Mytilus edulis*, *Ruditapes phippinarum* and *Tapes decussatus*. *Marine Biology*. 129(1):139-174.

Dué, A., Costa, M. M. da S., Filho, E. A. S., Guedes, E. A C. (2010). Food items of *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) (Bivalvia: Ostreidae) cultivated in a tropical estuary in Northeast Brazil. *Bioikos*. 24(2):83-93.

FAO (2016). The state of world fisheries and aquaculture (www.fao.org, acesso em outubro de 2016).

Fonseca, F. R. (2003). Distribuição espacial e temporal da ictiofauna da baía de Vitória, ES. *Monografia* (Graduação de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo. 53p.

- Funo, I. C. da S., Antonio, I. G., Marinho, I. F., Galvez, A. O. (2015). Influence of salinity on survival and growth of *Crassostrea gasar*. *Boletim do Instituto de Pesca*. São Paulo. 47(4):837-847.
- Galvão, M. S. N., Pereira, O. M., Machado, I. C., Henriques, M. B. (2000). Aspectos reprodutivos da ostra *Crassostrea brasiliiana* de manguezais do estuário de Cananéia, SP (25°S; 48°W). *Boletim do Instituto de Pesca*. 26(2):147-162.
- Gray, M., zu Ermgassen, P., Lemagie, E., Gair, J., Langdon, C. (2016). Improved resolution of filtration services from oceanographic and physiological studies of the native olympia oyster (*Ostrea lurida*) and the introduced pacific oyster (*Crassostrea gigas*). *Aquaculture*. meeting abstract.
- Gosling, E. (2015). *Marine bivalve mollusks*. 2^a Ed. Wiley Blackwell. 536p.
- Gregor, J., R; Geris, B; Marsalek, J; Hetesa & P. Marvan. (2005). *In situ* quantification of phytoplankton in reservoirs using a submersible spectrofluorometer. *Hydrobiologia*. 548:141–151.
- Grizzle, R. E.; Greene, J. K.; Luckenbach, M. W.; Coen, L. D. (2006). A new *in situ* method for measuring seston uptake by suspension-feeding bivalve mollusks. *Journal of Shellfish Research*. 25(2):643-649.
- Grizzle, R.E., Greene, J. K., Coen, L. D. (2008). Seston removal by natural and constructed intertidal eastern oyster (*Crassostrea virginica*) reefs: a comparison with previous laboratory studies, and the value of *in situ* methods. *Estuaries and Coasts*. 31:1208-1220.
- Grillo, C. F., Boina, C. D., Pinto, T. K. O., Vicente, M. A., Castro, E. V. R., Barroso, G. F., Neto, R. R., Santos, C. C. (2016). A survey of the eutrophication state of an urbanized tropical estuary, the case of the Great Vitória Estuarine System, Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology*. 20(1):21-28.
- Guimarães, I. M.; Antonio, I. G.; Peixoto, S.; Olivera, A. (2008). Influência da salinidade sobre a sobrevivência da ostra-do-mangue, *Crassostrea rhizophorae*. *Arquivos de Ciências do Mar*. 41(1):118-122.
- Hawkins, A. J. S; Bayne, B. L; Bougrier, S; Héral, M; Iglesias, J. I. P; Navarro, E. (1998). Some general relationships in comparing the feeding physiology of suspension-feeding bivalve mollusks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 219:87-103.
- Hily, C. (1991). Is the activity of benthic suspension feeders a factor controlling water quality in the Bay of Brest? *Marine Ecology Progress Series*. 69:179-188.
- Iglesias, JIP, MB Urrutia, E NAVARRO, P ALVAREZ-JORNA, X LARRETXEA, S BOUGRIER & M HERAL. (1998). Variability of feeding processes in the cockle *Cerastoderma edule* (L.) in response changes in seston concentration and composition. *Journal of Experimental Marine Biological Ecology*. 197:121-143.
- Ignacio, B. I., Absher, T. M., Lazoski, C. and Solé-Cava, A. M. (2000). Genetic evidence of the presence of two species of *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) on the coast of Brazil. *Marine Biology*. 136: 987-991.

Jmeliova, N. N. & Sanz, J. (1969). Respiración y algunas particularidades de la alimentación del ostión *Crassostrea rhizophorae* Guilding. *Serie Oceanológica*, 3:1-20.

Kach, D.J.; Ward, J.E. (2008). The role of marine aggregates in the ingestion of picoplankton size particles by suspension-feeding mollusks. *Marine Biology*, 153 (5):797-805.

Kellogg, M. L., Smyth, A. R., Luckenbach, M. W., Carmichael, R. H., Brown, B. L., Cornwell, J. C., Piehler, M. F.D., Owens, M. S., Dalrymple, D. J., HIGGINS, C. B. (2014). Use of oysters to mitigate eutrophication in coastal waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151:156-168.

Konrad, C. P. (2014). Approaches for evaluating the effects of bivalve filter feeding on nutrient dynamics in Puget Sound, Washington: U.S. *Geological Survey Scientific Investigations Report*. p.2013–5237.

Keller, R., Justino, J. F., Cassini, S. T. (2013). Assessment of water and seafood microbiology quality in a mangrove region in Vitória, Brazil. *Journal of Water and Health*. 11(3):573-580.

Kennedy, V. S., Newell, R. I. E. and Eble, A. F., Eds. (1996). *The eastern oyster Crassostrea virginica*. Maryland, Maryland Sea Grant College. 734p.

Lei Federal nº. 4.771, 15/09/65.

Lemos, M. B. N.; Nascimento, I. A.; Araújo, M. M. S.; Pereira, S. A.; Bahia, I. AND Smith, D. H. (1994). The combined effects of salinity, temperature, antibiotic and aeration on larval growth and survival of the mangrove oyster, *Crassostrea rhizophorae*. *Journal of Shellfish Research*. 13:187-192.

Lenz, T. De M. (2008). Biologia reprodutiva da ostra do mangue *Crassostrea rhizophorae* (GUILDING, 1828) (Bivalvia: Ostreidae) como subsídio à implantação de ostreicultura na baía de Camamu (BA). *Dissertação* (Mestrado em Sistemas Aquáticos Tropicais – Ecologia). Universidade de Santa Cruz. Ilhéus. BA. 57p.

Lucas, P. S. (2002). Influência de uma estação de tratamento de esgoto sobre um sub-sistema estuarino (Canal da Passagem, Vitória, ES): comunidade fitoplanctônica e nutrientes. *Dissertação de mestrado*. Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais. Universidade Estadual do Norte Fluminense - UENF, campos dos Goitacazes - RJ. 132p.

Mendonça, J. T. and Machado, I. C. (2010). Mangrove oyster (*Crassostrea* spp.) (Sacco, 1897) extractivism in Cananéia estuary (São Paulo, Brazil) from 1999 to 2006: capture and management evaluation. *Ciência e Cultura*. 70(1): 65-73.

Nascimento, I. A. (1983). Cultivo de ostras no Brasil: Problemas e perspectivas. *Ciência e Cultura*. 35(7):871-876.

Nascimento, I. A. (1991). *Crassostrea rhizophorae* (Guilding) and *C. brasiliana* (Lamarck) in South and Central America. Chapter 10. In: Menzel, W. (ed.). *Estuarine and marine bivalve mollusk culture*. Florida, CRC Press. p. 125-134.

Newell, C. R., Shumway, S. E., Cucci, T. L., Selvin, R. (1989). The effects of natural seston particle size and type on feeding rates, feeding selectivity and

food resource availability for the mussel *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758 at bottom culture sites in Maine. *Journal Shellfish Research*. 8:187-196.

Newell, C. R. (1965). The role of detritus in the nutrition of two marine deposit feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*. *Proceedings of the Zoological Society of London*. 144:25-45.

Newell, R. I. E., Jordan, S. J. (1983). Preferential ingestion of organic material by the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series*. 13:47–53.

Newell, C. R., Koch, E. W. (2004). Modeling seagrass density and distribution in response to changes in turbidity stemming from bivalve filtration and seagrass sediment stabilization. *Estuaries*. 27:793–806.

Newell, R. I. E., Fisher, T. R., Holyoke, R. R., Cornwell, J. C. (2005). Influence of eastern oysters on nitrogen and phosphorus regeneration in Chesapeake Bay, USA. p. 93–120. In R. Dame and S. Olenin (ed.) The comparative roles of suspension feeders in ecosystems. Vol. 47, NATO Science Series IV: Earth and Environmental Sciences. Springer, The Netherlands.

Newell, C. R.; Kemp, W. M.; Hagy J. D. III.; Cerco, C. F; Testa, J. M.; Boynton, W.R. (2007). Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy et al. *Marine Ecology Progress Series*. 341:293-298.

Ostrensky, A., Borghetti, J. R., Soto, D. (eds.) (2008). *Aquicultura no Brasil: o desafio é crescer*. Brasilia. 276p.

Parsons T. R.; Takahashi, M.; Hargrave, B. (1984). *Biological Oceanographic Processes*. New York, Pergamon Press. 330 p.

Paerl, H. W., Valdes, L. M., Pinckney, J. L., Piehler, M. F., Dyble, J. and Moisaner, P. H. (2003). Phytoplankton photopigments as indicators of estuarine and coastal eutrophication. *BioScience*. 53(10): 953-964.

Pie, M. R., Ribeiro, R. O., Boeger, W. A., Ostrensky, A., Falleiros, R. M., Angelo, L. (2006). A Simple PCR-RFLP method for the discrimination of native and introduced oyster species (*Crassostrea brasiliiana*, *C. rhizophorae* and *C. gigas*; Bivalvia: Ostreidae) cultured in southern Brazil. *Aquaculture Research*. 37:1598-1600.

Pollack, J. B., Yoskowitz, D., Kim, H., Montagna, P. A. (2013). Role and value of nitrogen regulation provided by Oysters (*Crassostrea virginica*) in the Mission-Aransas Estuary, Texas, USA. *Plos One*. 8(6): e 65314.

Riisgård, H. R. (1988). Efficiency of particle retention and filtration rate in 6 species of Northeast American bivalves. *Marine Ecology Progress Series*. 45:217-223.

Puppim, L. G. (2016). Modelagem do transporte de sedimentos suspensos de origem fluvial em um estuário com presença de mangue. *Dissertação de mestrado*. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitoria. 95p.

Reitsma, J., Murphy, D. C., Archer, A. F., York, R. H. (2017). Nitrogen extraction potential of wild and cultured bivalves harvested from nearshore waters of Cape Cod, USA. *Marine Pollution Bulletin*. 116:175-181.

- Riisgård, H. R. (2001), On measurement of filtration rates in bivalves- the stony road to reliable data: review and interpretation. *Marine Ecology Progress Series*. 211:275-291.
- Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón, G. (1986)., Guia para estudo de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora. *Caribbean Ecological Research*, São Paulo, 150p.
- Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G., Soares, M. L. G., De-Rosa, T. (2000). Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 3: 561- 570.
- Shumaway, S. E. (1996). Natural environmental factors. Kennedy, V. S., Newell, R. I. E. and Eble, A. F. The eastern oyster *Crassostrea virginica*. Maryland. *Maryland Sea Grant College*. p.467-514.
- Santos, A. E., Nascimento, I. A. (1985). Influence of gamete density, salinity and temperature on the normal embryonic development of the mangrove oyster (*Crassostrea rhizophorae*) Guilding, 1828. *Aquaculture*. 47:335-352.
- Sieburth, J. M. C N., Smetacek, V., Lenz, J. (1978). Pelagic ecosystem structure: heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*. 23:1256-1263.
- Silva, J. R.; Boehs, G. (2007). Ocorrência e distribuição de larvas de ostras *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) na Baía de Camamu, Bahia. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil - MG*. 1-2.
- Sroczyńska, k., Barroso, G. F., Chicharo, L. (2012). *In situ* effective clearance rate measurement of mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) in a tropical estuary in Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 12:301-310.
- Sroczyńska, k. (2012). Influence of mangrove oyster on seston removal: example from Espírito Santo, Brazil. *Dissertação de mestrado*. Master of Science in Ecohydrology, Faro, Portugal. 68p.
- Sutton, A. E., Yankson, K., Wubah, D. A. (2012). The effect of salinity on particle filtration rates of the WestAfrican mangrove oyster. *Journal of Young Investigators*. 24(4):55-59.
- Teubner Jr, F. J. (2016). Aportes de água e nutrientes para o sistema estuarino da baía de Vitória (ES): Subsídios para a gestão ambiental integrada. *Tese de Doutorado*. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitoria. 304p.
- Tomas, C. R. (1997). *Identifying marine phytoplankton*. Santiago, Academic Press. 858p.
- Viarengo, A., Lowe, D., Bolognese, C., Fabbri, E., Koehler, A. (2007). The use of biomarkers in biomonitoring: A 2-tier approach assessing the level of pollutant-induced stress syndrome in sentinel organisms. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 146:281–300.
- Villarroel, E., Buitrago, E., Lodeiros, C. (2003). Identification of environmental factors affecting growth and survival of the Tropical Oyster *Crassostrea Rhizophorae* in suspended culture in the Golfo de Cariaco, Venezuela. *Revista Científica*. 14(1):28-35.

Volety, A. K. (2008). Effects of salinity, heavy metals and pesticides on health and physiology of oysters in the Caloosahatchee Estuary, Florida. *Ecotoxicology*. 17:579-590.

Ward, J. E. (1996). Biodynamics of suspension-feeding in adult bivalve molluscs: Particle capture, processing, and fate. *Invertebrate Biology*. 115:218-231.

Ward, J. E., Shumway, S. E. (2004). Separating the grain from the chaff: particle selection in suspension and deposit feeding bivalves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 300:83-130.

Wikfors, G. H. (2011). Trophic interactions between phytoplankton and bivalve aquaculture. In: *Shellfish Aquaculture and the Environment*; Shumway, S., Ed.; John Wiley & Sons: Oxford. p 125–133.

Zamprogno, G. C., Tognella, M. M. P., Quaresma, V. S., Costa, M. B., Pascoalini, S. S., Couto, G. F. (2016). The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. *Brazilian Journal of Oceanography*. 64(2):157-172.

Zemlys, P., Daunys, D. (2005). Modeling particle selection efficiency of Bivalves Suspension Feeders. In: Dame, R. F., Olenin, S. (Eds). *The comparative roles of suspension-feeders in Ecosystems*. Lithuania. Springer. 47:1-9.

CAPÍTULO 4. VALORAÇÃO ECONÔMICA DO SERVIÇO DE REGULAÇÃO DA EUTROFIZAÇÃO POR *CRASSOSTREA RHIZOPHORAE* NA SEÇÃO NORTE DO SISTEMA ESTUARINO DA BAÍA DE VITÓRIA – ES, BRASIL

RESUMO

Os estuários fornecem uma gama de serviços de fundamental importância ao bem-estar, saúde, subsistência e sobrevivência humana. Os bivalves filtradores estuarinos contribuem, dentre outros bens e serviços ecossistêmicos, com a regulação estuarina. A avaliação econômica do serviço de remoção do seston é mediante estimativa custos de substituição da solução de engenharia no tratamento de águas residuais. O presente estudo objetivou quantificar o valor do serviço ambiental de mitigação da eutrofização através da biofiltração de *C. rhizophorae* na Seção Norte do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SNSEBV (ES, Brasil). O valor econômico estimado, atribuído ao custo anual de remoção do nitrogênio foi de US\$ 298.327,22 (R\$90.676,97, taxa de câmbio de R\$ 3,29 em 07/12/2017). O valor foi calculado a partir da biomassa da ostra do mangue ($3,77 \times 10^5 \text{ kg.km}^{-2}$) existente no manguezal da SNSEBV (0,35 km²). O valor econômico desse serviço ecossistêmico subsidia o manejo no ecossistema estuarino, como justificativa monetária no planejamento e gestão ambiental.

Palavras-chave: Bioeconomia; Ecohidrologia; regulação estuarina; ostras.

ABSTRACT

The estuaries provide a range of services of fundamental importance to the well-being, health, subsistence and human survival. Estuarine bivalves filter feeding contribute, among other ecosystem goods and services, to estuarine regulation. Economic evaluation of the seston removal service is by estimating replacement costs of engineering solution in wastewater treatment. This study aimed to quantify the value of the environmental service through mitigation of eutrophication biofiltration of seston by *C. rhizophorae* in North Section of Vitória Bay Estuarine System - NSVBES (ES, Brazil). The estimated economic value, attributed to the annual cost of nitrogen removal was US\$ 298,327.22 (R\$90,676.97, exchange rate of R\$ 3.29 at 12/07/2017). The value was calculated from mangrove oyster biomass ($3.77 \times 10^5 \text{ kg.km}^{-2}$) in the NSVBES mangrove (0.35 km^2). The economic value of this ecosystem service subsidizes estuarine ecosystem management, as a monetary justification in environmental planning and management.

Key words: Bioeconomy; Ecohydrology; estuarine regulation; oysters.

4.1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas estuarinos fornecem uma gama de serviços de fundamental importância para o bem-estar, saúde, subsistência e sobrevivência humana (Costanza et al., 1997; Daily et al., 1997; Borja et al., 2015). É essencial manter a capacidade funcional dos ecossistemas para suportar as necessidades humanas. A oferta de benefícios advindos dos ecossistemas requer uma capacidade de suporte do ecossistema mantida em níveis sustentáveis, o que implica em um *feedback* positivo entre conservação e restauração (Chicharo et al., 2015). Serviço Ecossistêmico (SE) é considerado o capital natural (Costanza et al., 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Müller et al., 2015).

Os SEs são agrupados em quatro categorias: Provisão (e.g., provisão de alimentos, água e recursos naturais); Regulação (e.g., purificação da água e do ar, regulação de inundações e de doenças); Suporte, (e.g., formação de solo, habitat, proteção da linha de costa); e Cultural (e.g., ciência, educação, espiritual, recreação e turismo) (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2002; Costanza, 2008).

Diante do cenário de degradação ambiental e comprometimento da capacidade de suporte nos ecossistemas, isto é, a capacidade de sustentar populações e comunidades biológicas e de atividades humanas (e.g., aquicultura, pesca, turismo), o interesse pelos SEs, no âmbito das comunidades científica e política, vem crescendo rapidamente (Costanza et al., 1997; Costanza & Kubiszewski, 2012). O conhecimento sobre os SE deve considerar, de forma integrada, abordagem ecológica, econômica e social (Raymond et al., 2013).

Existem várias abordagens que fazem uso dos SEs como indicadores de problemas ambientais e socioeconômicos, integrando os conceitos de SE na pesquisa científica e aplicação na gestão ambiental (e.g.: Elliott et al., 2007; Chicharo et al., 2009; Pinto et al., 2010; Elliott & Whitfield, 2011; Crossman, et al., 2012; DE Jonge et al., 2012; Barbier, 2013; Li et al., 2014; Ferreira & Lacerda, 2015; Hossain et al., 2015).

Manter a população de ostra e o serviço ecossistêmico de regulação do séston exige não apenas uma abordagem proativa para garantir a conservação das espécies, mas também visa conservar o estuário e ecossistemas associados, como o manguezal. Carranza et al. (2009) apontou a ostra do mangue como

um dos componentes biológicos que deve receber maior prioridade nas ações imediatas de conservação devido a extensa degradação do manguezal.

4.1.1 Importância socioeconômica e ambiental da ostra do mangue

O gênero *Crassostrea* é o principal representante na aquicultura global, as espécies *C. gigas* e *C. rhizophorae* estão entre as espécies de maior interesse comercial, inclusive no Brasil (Gosling, 2015; FAO, 2016). Em 2014, a aquicultura foi responsável por 16,1 milhões de toneladas de moluscos, com valor estimado em US \$ 19 bilhões, representando 80 % da produção mundial deste produto. Em 2014, na produção aquícola de moluscos, o Brasil ocupou o 14º lugar dentre 25 países, com 22,1 mil toneladas (FAO, 2016).

A escassez de bancos naturais de ostras vem causando prejuízos ambientais e econômicos aos pescadores, que buscam capturar outras espécies como fonte de renda. Apesar disso, a demanda mundial por pescado tem aumentado, sendo a aquicultura uma alternativa viável de importância socioeconômica para segurança alimentar humana (Grabowski et al, 2007; FAO 2016).

A produção de ostras, tanto por extração de bancos naturais quanto por cultivo em estruturas artificiais, representa importante fonte de renda para economia de muitas comunidades situadas ao longo da costa brasileira (Ostrensky et al., 2008). No Brasil, apesar da extensa degradação de significativas áreas de manguezal (Spalding et al, 2010), a ostreicultura ainda é bastante explorada, como fonte alimentícia e matéria-prima para fabricação de produtos industriais e medicinais (Christo, 2006;).

No Estado do Espírito Santo o extrativismo de populações naturais de ostras é uma atividade importante (Lemos et al, 1994), sendo realizada como meio de subsistência por pescadores ribeirinhos (Alvarenga e Nalesso, 2006; Mendonça et al., 2010). No entanto, a colheita indiscriminada de ostras e alterações dos padrões de crescimento e distribuição, além de forçantes ambientais, como variações de salinidade e poluição, que degradam os bancos de ostras (Barroso, 2004; Mendonça et al., 2010). A Baía de Vitória - ES apresenta má qualidade ambiental, em estado eutrofico e com presença de alta carga de poluentes orgânicos (e.g., coliformes fecais), o que a torna inadequada à ostreicultura e consumo de ostras.

A importância ambiental da ostra do mangue está relacionada aos SEs oferecidos pela espécie. A biofiltração de partículas orgânicas em suspensão da coluna d'água por ostras contribui na reciclagem de nutrientes, como o nitrogênio (Kellog et al., 2014). Segundo Azevedo et al. (2015), a biofiltração de partículas orgânicas da coluna d'água por ostras regula a qualidade da água, inclusive em efluentes da carcinicultura (Oliveira et al., 2014). No estudo de Oliveira et al (2014) tendo como objetivo avaliar, dentre outros aspectos, a capacidade da ostra *C. rhizophorae* como filtro biológico de efluentes da carcinicultura, foi observado que, apesar do potencial na melhoria da qualidade da água, como a remoção de partículas em suspensão e fitoplâncton, não observou remoção do amônio. Apesar disso, Oliveira et al (2014), comparando seus resultados com os estudos (Henry-Silva; Camargo, 2008; Ramos et al., 2008), recomenda a consorciação de ostras e macroalgas e macrófitas para obtenção mais eficiente no tratamento de efluentes de carcinicultura.

A composição estrutural dos bancos de ostras são muito suscetíveis à degradação ambiental. No último século cerca de 85% das populações de ostras que habitavam ecossistemas costeiros foram destruídas (Beck et al. 2011). Ostras são espécies bioengenheiras, além de serem biorremediadoras e indicadoras de qualidade ambiental (Jones et al., 1994; Palmer & Rutherford, 2005).

4.1.2 Valoração do serviço de regulação estuarina

Vários métodos e modelos de valoração bioeconômica tem sido desenvolvidos a fim de estimar o valor econômico desses serviços, com intuito de melhorar a capacidade de alocar recursos e gerir de modo eficaz os usos do ecossistema (Grabowski et al. 2012).

Segundo (Pollack et al., 2013), a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos, através da substituição de custos pode ser uma abordagem adequada, se estiverem reunidas três condições: 1) o sistema de engenharia deve fornecer o mesmo serviço que o sistema natural; 2) a alternativa deve apresentar-se com menor custo; e 3) os serviços devem ser fornecidos em prol do bem-estar da sociedade. Na tabela 20 são destacados alguns critérios para aplicação da valoração econômica dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas ostras.

Tabela 20: Avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos oferecidos por ostras (adaptado de Grabowski et al., 2012).

Serviços ecossistêmicos	Funções dos serviços	Referências	Avaliação econômica
1. Produção de alimento (i.e., ostras)	Incremento da produção de ostras	Grabowski & Peterson (2007)	Custo de substituição do estoque de ostra comercial
2. Regulação da qualidade da água	Remoção de partículas em suspensão	Grizzle et al. (2006) Newell & Koch, (2004) Piehler & Smyth (2011) Grabowski et al. (2012)	Custo de substituição para remoção de nitrogênio.
3. Hábitat epibentônica da fauna	Incremento da biomassa e biodiversidade bentônica	Lenihan et al. (2001)	Custo de substituição de espécies
4. Regulação de gases do efeito estufa/sumidouro de carbono	Sequestro do dióxido de carbono	Hoellein & Zarnoch, (2014)	Custo de substituição de redutores de carbono atmosférico e oceânico
5. Hábitat para pescadao	Incremento da produção de peixes e mariscos	Peterson et al (2003)	Custo de substituição de local de desembarque e estoques pesqueiros, melhoria do esforço de captura
6. Proteção da linha de costa	Proteção contra erosão	Meyer et al. (1997)	Custo de substituição do uso de muros de contenção para estabilizar margem estuarina

A valoração econômica do serviço de regulação de qualidade da água (RQA) é atribuída ao valor do custo de remoção de partículas orgânicas em suspensão na coluna d'água, podendo se dar mediante estimativa de substituição dos custos da solução de engenharia (Grabowski et al., 20112). Isso pode ser feito através do tratamento de águas residuais e, especificamente, da remoção biológica de nitrogênio orgânico particulado (Capodaglio et al., 2016).

Segundo Grabowski et al. (2012) o valor do SE pode ser estimado a partir do valor cobrado à sociedade, na forma de impostos, às melhorias associadas, como por exemplo o provisionamento alimentar, aumentando oportunidades em relação aos recursos naturais. Em termos práticos, não é possível estimar o valor real desses serviços, somente há uma forma de compensação pelo uso dos recursos, através dos efeitos que são gerados do uso antrópico dos bens e serviços oferecidos pelos ecossistemas.

Para valorar o serviço de RQA em estuários da Carolina do Norte (EUA) pelo programa de crédito para compensação de nutrientes, Grabowski et al. (2012)

estimaram um valor da remoção de nitrogênio, a partir do valor anual de 1 ha de banco de *C. virginica*, em US\$ 28,23 por kg de N removido.

Com apenas 15 % de bancos de ostras remanescentes no mundo (Beck et al., 2011) é fundamental agregar esforços para proteger esses habitats, e restaurar os bancos de ostras que foram degradados. Grabowski et al. (2012) reforçam que são necessários esforços para melhorar a qualidade dos bancos de ostras, a fim de recuperar e garantir os serviços ecossistêmicos oferecidos por esses invertebrados. Quantificar os valores econômicos dos serviços ecossistêmicos fornece justificativa econômica para a gestão ambiental dos ecossistemas.

Apesar de muitos aspectos relacionados à ecofisiologia da ostra do mangue seja objeto de estudo, a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos oferecidos por essa espécie ainda é incipiente. Assim, o objetivo deste capítulo foi valorar o serviço RQA da SNSEBV, através da filtração de séston orgânico por *C. rhizophorae*.

4.2 OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Valorar o serviço de remoção do séston orgânico da SNSEBV por *C. rhizophorae*.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar o serviço de regulação estuarina, a partir da filtração do séston orgânico por ostras existentes no bosque de mangue vermelho da SNSEBV;
- Valorar o serviço de remoção do séston orgânico da SNSEBV fornecido por *C. rhizophorae*.
- Comparar valores dos serviços ecossistêmicos de regulação estuarina, com a remoção do séston orgânico, e provisão de alimento em peso seco da ostra do mangue.

4.3 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitória – SNSEBV (Figura 53), nos municípios de Vitória à leste, da Serra ao norte e Cariacica ao oeste. A SNSEBV abrange uma área de aproximadamente 10 km².

O SEBV recebe a drenagem de dez bacias hidrográficas tributárias (1.925 km²) e de efluentes de uma população de de 1.159 milhão de habitantes conforme o censo demográfico de 2010 ((Teubner Jr., 2016).

O Rio Santa Maria da Vitória – RSMV (área de 1.563,3 km² e vazão média anual estimada em 52,1 m³.s⁻¹) fornece a maior contribuição da carga de MPS para o sistema estuarino, seguido pelo rio Bubu (área de 50,4 km² e vazão anual de 2 m³.s⁻¹) (Teubner Jr., 2016). As concentrações do MPS na SNSEBV são consideradas baixas, apresentando concentrações médias variando desde 10 a 25 mg.L⁻¹ nas marés de quadratura e sizígia, respectivamente, durante períodos de menor descarga (Garonce e Quaresma, 2014).

As descargas antrópicas no SEBV aumentam artificialmente as concentrações de nutrientes no sistema estuarino, o que representa riscos para o processo de eutrofização, com incremento da fração orgânica do seston e consequente degradação da qualidade do ecossistema estuarino.

Mais de 60 % (~25 km²) da área da SNSEBV é coberta predominantemente pelo mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), habitat de *C.rhizophorae*.

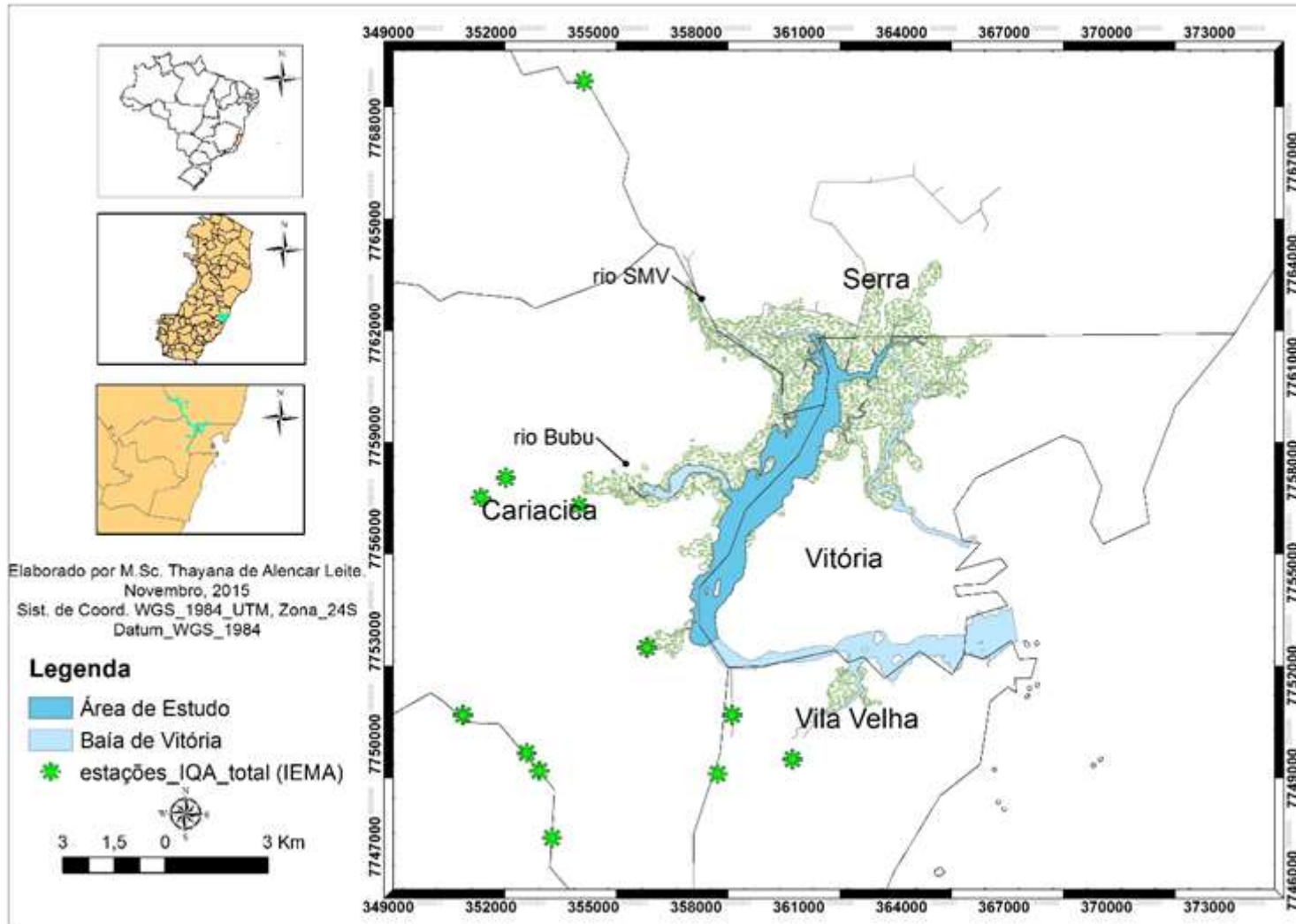


Figura 53: Sistema Estuarino da Baía de Vitória com a localização na costa do Espírito Santo . Os marcadores verdes indicam as estações de índice de qualidade de água – IQA.

4.3.1 Aspectos sócio-econômicos e ambientais

A SNSEBV tem importância sócio-econômica regional. Conectada a seção sul da Baía de Vitória e do Espírito Santo, onde localiza-se um complexo portuário e intensa urbanização no entorno.

Segundo Vianna (2009) os principais conflitos são ocupação, contaminação hídrica, alterações na fisiografia, atividades portuárias e industriais, que contribuem significativamente em fontes pontuais e difusas de poluição e consequentemente de degradação do ecossistema estuarino.

A degradação ambiental da SNSEBV induz forte desequilíbrio ecológico local, através da poluição e contaminação, que é causada por uso e ocupação desordenada no entorno (Almeida et al., 2007; Teubner JR, 2016). Além disso, há lançamento de esgotos *in natura* dos Municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra, que causam degradação ambiental na SNSEBV, como por exemplo, baixos teores de oxigênio dissolvido na coluna d'água (Barroso et al., 2015).

Alguns parâmetros de qualidade hídrica (Tabela 21) registrados por Barroso et al (2015), durante período de 2009 a maio de 2010, indicam uma comprometimento da qualidade da água da SNSEBV, com altas concentrações de MPS, coliformes termotolerantes e de nutrientes.

Tabela 21: Estatística descritiva das variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas da SNSEBV no período de set/2009 a maio/2010 (BARROSO et al., 2015).

	Temp (°C)	Secchi (m)	Turbidez (UNT)	MPS (mg.L ⁻¹)	STD (mg.L ⁻¹)	Salinidade	pH	OD (mg.L ⁻¹)	OD (% sat)	NID (ug.L ⁻¹)	PT (ug.L ⁻¹)	Clorofila a (ug.L ⁻¹)	Coliforme (NMP.100 mL ⁻¹)
Min	21,8	0,3	2,6	22,2	17,6	5,0	4,3	2,5	37,6	48,0	79,2	0,8	2,0
Max	28,6	1,9	41,2	144,4	39,7	37,6	11,2	7,7	107,4	312,6	222,4	49,3	460,0
AmpI	6,9	1,6	38,6	122,2	22,1	32,6	7,0	5,2	69,8	264,6	143,2	48,5	458,0
Média	25,6	1,0	6,5	54,0	27,5	25,3	7,3	4,7	67,3	75,5	103,8	8,9	103,2
DP	1,5	0,4	8,2	17,8	4,9	3,8	2,2	1,2	15,5	32,9	25,1	9,6	133,3
CV	5,7	34,8	126,2	33,0	17,7	15,0	30,1	25,4	23,1	114,6	24,1	107,8	129,1
n	80	68	60	60	80	80	80	80	80	80	80	80	60

Os impactos que ocorrem no manguezal são causados por desmatamentos e aterros, emissões de esgotos domésticos e poluentes industriais, descarte inadequado de lixo, contaminação por agrotóxicos e pesca predatória (Chagas et al., 2006), que alteram a qualidade ambiental do sistema estuarino, podendo

ocasionar na contaminação dos organismos aquáticos, conforme constatado por Pereira (2000).

As atividades antrópicas desenvolvidas no entorno da SNSEBV (e.g., pesca, estrativismo de moluscos e crustáceos, atividade portuária e turismo) contribuem para economia local. Apesar da importância econômica, a SNSEBV sofre extensa degradação estrutural e dos serviços ecossistêmicos, causada não apenas por impactos naturais decorrentes de alterações climáticas e variações na hidrodinâmica estuarina. O regime de marés na SNSEBV é de micromarés (< 2 m) semidiurnas. Apesar da baixa amplitude de maré local, a SNSEBV compreende um complexo estuarino tropical raso, com correntes de maré não ultrapassando $0.8\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ (Neves et al., 2012). A SNSEBV apresenta um volume de $2,52 \times 10^7 \text{ m}^3$, abrangendo uma área de 10 km^2 , com profundidade média em torno de 2,54 m. Devido às características fisiográficas e oceanográficas da SNSEBV a salinidade se caracteriza predominantemente a zona polihalina (18 – 30 psu).

Como reportado por Teubner Jr (2016), o Índice de Qualidade da Água (IQA) dos rios SMV (estação SMV 1C020) e Bubu (estação BUB1C010) em 2014 foram considerados “boa” e “regular” (Tabela 22).

O IQA de ambos rios, com base em média temporal de 2010 até 2016 são classificados como boa qualidade da água. No entanto, a SNSEBV apresenta menor concentração de MPS apesar de apresentar maior turbidez,

A partir da análise dos dados da Agencia estadual de recursos hídricos (AGERH), há variação na concentração dos parâmetros ambientais, tais como apresentados na tabela 11, possivelmente devido à presença efluentes de esgotos e de águas pluviais, que incrementam nutrientes e oxigênio pela produção fitoplanctonica no sistema estuarino.

As concentrações mínimas e máximas de oxigênio nos rios Bubu e SMV, respectivamente, variam de 5,73 a 8,40 $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) variou de 3,55 a 6,19 $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$. A concentração de nutrientes totais (e.g., nitrogênio e fósforo) variam no rio SMV de 2,00 mg.L^{-1} de N_{total} e 0,20 mg.L^{-1} de P_{total} e no rio Bubu de 3,09 mg.L^{-1} de N_{total} e 0,59 mg.L^{-1} de P_{total} (Tabela 22).

A SNSEBV recebe contribuição de MPS de 55,44 e 108,75 mg.L⁻¹ dos rios SMV e Bubu, respectivamente (Tabela 22). A variação de MPS na SNSEBV é influenciada por vazão fluvial e marés, mas também decorrente de efluentes domésticos e da ressuspensão do sedimento de fundo.

Tabela 22: Média temporal (2010 à 2016) dos parâmetros de qualidade hídrica dos principais afluentes do SEBV, os rios SMV e Bubu, dados da AGERH.

Parâmetros (fonte: AGERH)	Média	
	Rio SMV	Rio Bubu
Turbidez (UNT)	33,92±14,9	27,42±24,95
Material particulado em suspensão (mg.L ⁻¹)	55,44±23,24	108,75±59,37
Material dissolvido em suspensão (mg.L ⁻¹)	43,05±13,93	103,01±44,04
pH	7,07±0,31	6,98±0,28
OD (mg O ₂ .L ⁻¹)	8,40±2,39	5,73±1,70
Clorofila-a* (µg.L ⁻¹)	3,99±2,38	6,07±3,85
DBO (mg O ₂ .L ⁻¹)	3,55±1,81	6,19±3,79
P total (mg.L ⁻¹)	0,20±0,25	0,59±0,57
N total (mg.L ⁻¹)	2,00±1,38	3,09±2,22
Coliformes termotolerantes (NMP.100 mL ⁻¹)	9,73x10 ⁴ ±2,19x10 ⁵	4,08x10 ⁵ ±6,97x10 ⁵
IQA	65,95±4,91	52,87±3,71

Segundo Teubner Jr (2016), a bacia do rio SMV representa a principal contribuição para SNSEBV com 8.624 e 4.912 t.ano⁻¹ de N e P, representando 80,0 e 89,6%, respectivamente, da carga desses nutrientes para o sistema estuarino (Tabela 23).

Tabela 23: Aportes de nitrogênio e fósforo (t.ano⁻¹) das bacias do rio SMV e Bubu e suas fontes relativas (Teubner Jr et al., 2017).

Nutrientes	Nitrogênio (t N.ano ⁻¹)		Fósforo (t P.ano ⁻¹)	
	SMV	BU	SMV	BU
Bacias hidrográficas				
Deposição atmosférica	241.1	7.5	6.89	0.22
Solos	31.4	1.1	23.9	0.7
Águas residuais domésticas	107.7	92.1	31.1	26.6
Escoamento urbano	53.6	34.3	8.9	5.7
Resíduos sólidos municipais	10.8	1.0	5.8	0.5
Agricultura	259.0	5.9	56.7	1.3
Pecuária	7,920.5	10.0	4,778,90	2.8
Total (t.a ⁻¹)	8,624.2	152.0	4,912,10	37.8
Porcentagem de contribuição	80.0	1.4	89.6	0.7

De acordo com Teubner Jr et al (em desenvolvimento), os custos estimados em US\$.m⁻³ para retenção de 1.706.3 t.ano⁻¹ de N, considerando o ano de 2010 e no cenário de 30 % do de esgoto tratado em nível secundário e terciário, são de 6.8 e USD 10.4 milhões, respectivamente. Segundo os mesmos autores, até o ano de 2050 com o incremento dos aportes de N e considerando o cenário de 100% do tratamento de esgoto são estimados custos de até 24 milhões de US\$ para tratamento secundário e de até 36 milhões US\$ para o tratamento terciário.

Apesar da má qualidade ambiental da baía de Vitória (Barroso et al., 2015; Teubner, 2017), a população da ostra do mangue (1,07 kg.m⁻²) contribui com serviços de provisão (e.g., alimento), regulação (e.g., qualidade da água), cultura (e.g., ciência) e de suporte (e.g., proteção da costa). Todos os SEs oferecidos por *C. rhizophorae* detém valores que podem ser mensurados com base na valoração bioeconômica.

Na figura 54 são identificados os principais bens e serviços fornecidos por *C. rhizophorae* à SNSEBV.

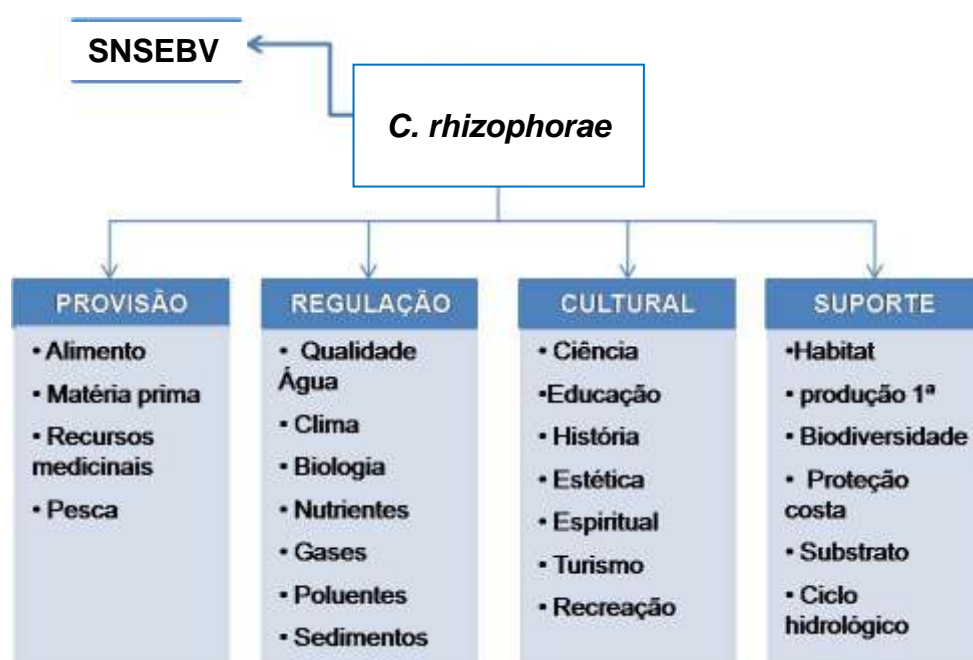


Figura 54: Potenciais serviços ecossistêmicos oferecidos por *C. rhizophorae* na SNSEBV.

Sobre o valor de mercado da ostra do mangue, não há registro publicado sobre a demanda por consumo de *C. rhizophorae* proveniente da SNSEBV, mas existe um mercado informal local. O valor de mercado da ostra do mangue,

cobrado por extrativistas de ostras locais, considerando peso seco médio do tecido isento de cinza por unidade de ostra (0,66 g), pode chegar até R\$ 1,00 (Lavander et al., 2013). Entretanto, o preço pode chegar a R\$ 10,00 por kg, geralmente contabilizado por peso úmido (Serafim Jr et al., 2012). Estes valores variam de acordo com a demanda de mercado local. Existe uma carência de conhecimento referente à viabilidade econômica ostreicultura no Espírito Santo. Na comercialização de ostras provenientes da pesca artesanal de bancos naturais, em geral são de menor tamanho e proporcionam maior risco à saúde do consumidor sem medidas de fiscalização e ou controle sanitário.

4.4 METODOLOGIA

A valoração econômica do serviço ecossistêmico de regulação da qualidade estuarina foi determinada pelo papel ecológico de *C. rhizophorae* na remoção do sêston orgânico na SNSEBV. A seguir (Figura 55), um diagrama das etapas metodológicas é apresentado.

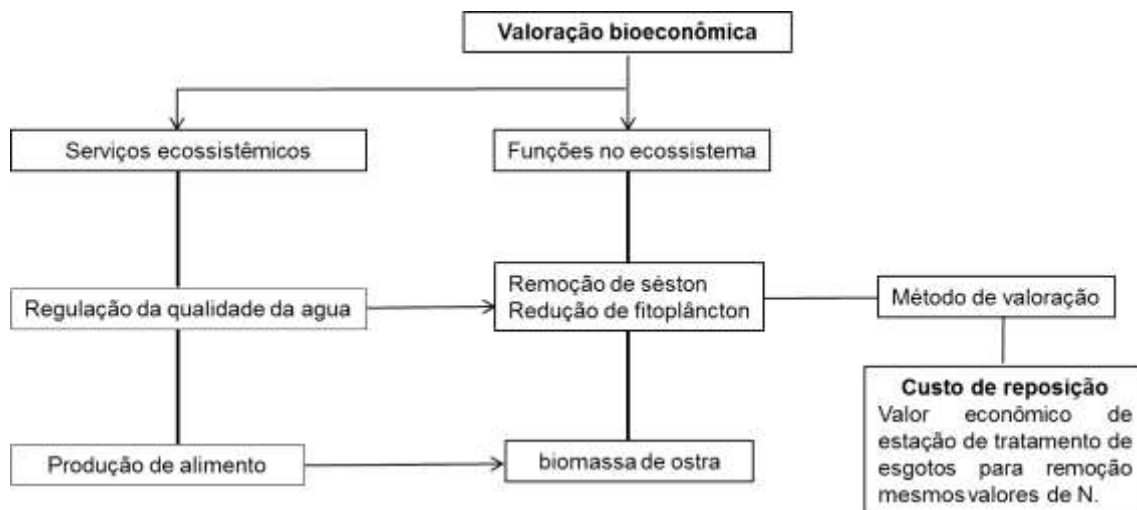


Figura 55: Etapas metodológicas para valoração bioeconômica da regulação a qualidade da água por ostras do manguezal na SNSEBV.

A partir do delineamento metodológico, foi analisado o serviço ecossistêmico de regulação da eutrofização estuarina (i.e., remoção do sêston orgânico), oferecido pela ostra do mangue, e provisão alimentar por ostras existentes no bosque de mangue vermelho da SNSEBV. O conhecimento da distribuição do

séston e volume estuarino é descrito no Capítulo 2. A estimativa da remoção de nitrogênio, apresentada no Capítulo 3 da tese, foi feita através da conversão da TC de clorofila-a em $\text{kgN}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

4.4.1. Aplicação do método de valoração econômica

O modelo de valoração bioeconômica baseou-se na substituição dos custos de remoção de nitrogênio por meio de estação de tratamento de esgoto (ETE), em contrapartida à remoção de nitrogênio por quilograma de ostra, conforme descrito por Newell et al (2002).

O valor anual referente à remoção de nitrogênio em um hectare de bosque de *R. mangle* foi determinado pelo produto da taxa anual de remoção de N pelo valor de US\$ 28,23 (Grabowski et al., 2012). Esse valor atribuído é o custo médio da remoção de nutrientes por estação de tratamento de esgoto dos estuários da Carolina do Norte, EUA. Assim, o cálculo para estimar o valor econômico da remoção de nitrogênio foi feito com a seguinte equação:

$$\text{Equação 13: } \$_{\text{bio}} = \text{TC}_N * \$$$

Onde,

$\$_{\text{bio}}$ - Valor econômico da remoção de N por *C. rhizophorae*, convertido em real (taxa de câmbio para o dólar comercial de R\$ 3,29 na data de 07/12/2017).

TC_N - Taxa de Clareamento de N (kg N).

4.5 RESULTADOS

O serviço de regulação da qualidade da SNSEBV (10 km^2) por *C. rhizophorae*, através da biofiltração do séston orgânico, a TC_{fc} média de N, estimada através do método de conversão da concentração de clorofila-a para nitrogênio, que é apresentado no Capítulo 3, foi de $0,44 \mu\text{gN}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$.

A TC_{fc} de N foi de $1,66 \times 10^8 \mu\text{g N}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, correspondendo uma regulação diária de 7,9 % do volume da SNSEBV ($2,52 \times 10^7 \text{ m}^3$), conforme é apresentada na tabela 24. A partir dos resultados obtidos para $\text{TC}_{\text{fc}}\text{N}$ (Tabela 14, no Capítulo 3), o valor econômico atribuído ao serviço regulação da qualidade estuarina,

através da remoção anual de N, foi de US\$ 298.327,22 (R\$90.676,97, taxa de câmbio de R\$ 3,29 em 07/12/2017). A TC_{fc} de N da biomassa ($1,07 \text{ kg.m}^{-2}$) existente no manguezal da SNSEBV ($0,35 \text{ km}^2$) foi de $7,27 \times 10^{11} \mu\text{g N.ano}^{-1}$.

Tabela 24: Resultados da estimativa de $TC_{fc}N$ de *C. rhizophorae* na NSVBES.

$TC_{fc}N$ (<i>C. rhizophorae</i>)		
1	Biomassa (kg.m^{-2})	1,07
2	Biomassa total (área de $352001,8 \text{ m}^2$), em kg	$3,77 \times 10^5$
3	TC_N por g ($\mu\text{gN.L}^{-1}.\text{kg}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	440,00
4	Total de TC_N para biomassa da área ($\mu\text{gN.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$)	$1,66 \times 10^8$
5	total volume da SNSEBV (L)	$2,52 \times 10^{10}$
6	% do volume da SNSEBV filtrado por hora	0,66
7	% de volume da SNSEBV filtrado por dia	7,90

4.6 DISCUSSÃO

A biomassa de ostras ($3,77 \times 10^5 \text{ kg}$), existentes no manguezal da SNSEBV ($0,35 \text{ km}^2$), apresenta uma $TC_{fc}N$ de $1,66 \times 10^8 \mu\text{gN.L}^{-1}.\text{kg}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A porcentagem do volume da SNSEBV filtrado ($\mu\text{g N.L}^{-1}.\text{kg}^{-1}.\text{h}^{-1}$) diariamente representa 7,9 %, sendo necessárias 152 horas para que todo volume da SNSEBV ($2,5 \times 10^7 \text{ m}^3$) seja 100% filtrado pelas população de ostras existentes no manguezal, já que as ostras estão na zona de intermarés e diariamente só filtram durante por 12 horas, quando submersas. Considerando que a população de ostras do mangue removem $1,06 \times 10^4 \text{ kgN.ha}^{-1}$, como apresentado no Capítulo 3, o valor desse SE foi estimado em US\$ 298.327,22 (R\$90.676,97, taxa de câmbio de R\$ 3,29 em 07/12/2017).

O serviço de regulação da SNSEBV oferecido por *C. rhizophorae* é consistente com outros estudos (Grabowski et al, 2012; Pollack et al., 2013). Por exemplo, Grabowski et al (2012) estimaram, para uma área de $18,1 \text{ km}^2$ de bancos de ostras no estuário Mission-Aransas, EUA, a remoção anual de 13.650 kg de N, com valor de remoção por hectare em cerca de US\$ 6.716 ($\text{kgN.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

Segundo Pollack et al. (2013), no estuário Mission-Aransas (Texas, EUA), após ajustes da disponibilidade de alimentos pela conversão de Clorofila-a em nitrogênio ($1 \mu\text{g Chl-a}:14 \mu\text{g N}$), as TCs médias sazonais de *C. virginica* variaram (média \pm DP) de $0.06360.02 \mu\text{g.ind}^{-1}.\text{min}^{-1}$ a $0.12460.09 \mu\text{g.ind}^{-1}.\text{min}^{-1}$,

no inverno e outono, respectivamente. E a partir do conhecimento da eficiência de assimilação do nitrogênio, devido, em parte, às fontes de MPO, Pollack et al. (2013) aplicaram uma eficiência de assimilação média de 50% para a alimentação das ostras em seston em concentrações comparáveis (4 a 20 mg.L⁻¹) para estimar a quantidade total de PON não digerida e transferida para os sedimentos em biodepósitos. Com isso, os autores concluíram que os bancos de nostras podem remover 21,7 kg N.ano⁻¹ e o valor dessa quantidade removida por ostras equivale a US\$ 293.993.ano⁻¹. Enquanto a estação de tratamento de esgoto de tem potencial de remoção de 5,6 kg N.ano⁻¹.

Como dito anteriormente, existe um mercado informal de *C. rhizophorae* do manguezal da SNSEBV, de extrativistas locais, que cobram um valor de R\$ 1,00 por unidade ostra, podendo chegar a R\$ 10,00 por kg. Com base nesse valor de mercado, é possível estimar a relação de valor do serviço de provisão alimentar de ostra e a regulação da SNSEBV. E pode-se acrescentar valores referentes aos demais serviços fornecidos por essa espécie, como uma medida eficaz de conservação ambiental estuarina.

Apesar de todos os SEs oferecidos por *C. rhizophorae*, mencionados na figura 54, não há nenhum estudo publicado sobre a valoração desses SEs. O presente estudo torna-se o primeiro a realizar uma abordagem bioeconômica sobre os SEs oferecidos pela ostra do mangue.

As concentrações dos compostos nitrogenados, isto é, amônia, nitrito, nitrato e nitrogênio *Kjeldahl* (combinação da amônia e do *nitrogênio* orgânico) advindas dos rios SMV e Bubu para o sistema estuarino (Tabela 25) mostram carga de N no período de 2010 à 2016 que pode chegar a SNSEBV, segundo dados da AGERH.

Tabela 25: Média dos compostos nitrogenados dos principais afluentes ao SEBV no período de 2010 à 2016 nos rios SMV e Bubu, dados da AGERH.

Média dos pontos de coleta	N(NH ₃) (mg.L ⁻¹)	N(kj) (mg.L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)
Rio SMV	0,65±1,13	2,14±1,72	0,65±0,49	0,16±0,32
Rio Bubu	1,52±0,97	4,14±2,67	0,39±0,18	0,12±0,18

Segundo Teubner Júnior (2016), o SEBV recebe carga anual de nutrientes proveniente de fontes naturais e antrópicas (principalmente pela agricultura e pecuária), de 10.784 e 5.480 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente. Em relação ao nitrogênio, dentre as bacias tributárias que contribuem com maior carga de nutrientes para o SEBV, destacam-se as bacias dos rios SMV e Bubu, que anualmente contribuem com 8.624,2 e 152,0 toneladas de N, respectivamente. Considerando o aporte de N das bacias para a SNSEBV estimado por Teubner Junior (2016), a biomassa não seria capaz de remover toda essa carga de N. Apesar disso, a ostra do mangue contribui para remoção desses nutrientes, e contribui com a regulação da eutrofização estuarina.

Vários estudos avaliaram a contribuição dos ecossistemas ao bem-estar social e econômico (e.g., Costanza et al., 1997; Howarth e Farber, 2002; Azqueta e Sotelsek, 2007; Barbier et al, 2011; Constanza et al., 2014). O método de avaliação econômica dos serviços ecossistêmicos analisa os benefícios derivados dos serviços e o valor para os seres humanos, bem como seu valor não utilitário. Os benefícios geralmente são expressos em valor econômico. Os benefícios geralmente são expressos direta ou indiretamente a valores de uso (MEA 2005).

Segundo Constanza et al (1997), os serviços dos sistemas ecológicos e o capital natural produzido são fundamentais para o funcionamento do sistema e suporte à vida. Os SEs contribuem para o bem-estar humano, direta e indiretamente e, portanto, representam parte do valor econômico total do planeta.

Não foram incluídos os outros serviços ecossistêmicos que *C. rhizophorae* fornece, que, se quantificados e valorados monetariamente. Por exemplo, não foi incluído o seqüestro de fósforo na análise da TC_{fc}, nem o valor do aumento da produção secundária de espécies comercialmente importantes na SNSEBV (Grabowski et al., 2012). Os recifes de ostra também agregam espécies de importância econômica, o que resulta em maiores valores líquidos para os pescadores e extrativistas (Hicks et al., 2004), além de controlar a erosão (Grabowski et al. 2012), o que nenhum destes foi contabilizado no presente estudo.

O presente estudo integra o conhecimento da dinâmica ambiental no nível dos bancos de ostras são úteis na avaliação dos benefícios associados aos regimes de conservação e gestão ambiental.

4.7 CONCLUSÕES

Dentre os SEs fornecidos pela ostra do mangue à SNSEBV destacam-se os serviços de provisão de alimento e regulação da qualidade da água. Apesar dos SEs serem de grande importância conservação do sistema estuarino, até o momento tais SEs não valorados com base na bioeconomia.

O serviço regulação da qualidade da SNSEBV, através de biofiltração de *C. rhizophorae* existente no manguezal da SNSEBV, apresenta capacidade diária de 7,9 % em $TC_{fc\ de\ N}$ do volume da SNSEBV, cujo valor econômico é de US\$ 298.327,22.

A valoração dos SEs deve facilitar os esforços da gestão ambiental, fornecendo justificativa econômica para a conservação desses ecossistemas. Neste estudo, foi desenvolvida a estimativa do valor de um importante serviço da SNSEBV fornecido por ostras. A estimativa não inclui a gama completa dos SEs oferecidos pela ostra do mangue. Além disso, esta é uma estimativa específica para *C. rhizophorae*, havendo a necessidade de integrar valores de outros bivalves filtradores existentes na SNSEBV.

A implementação de técnicas sustentáveis de cultivo de ostras do mangue é uma boa alternativa para conservar o ecossistema estuarino. E a partir de uma conduta metodológica integrada e participativa, a conservação de bancos de ostras pode beneficiar a qualidade ambiental e socioeconomia local.

4.8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, L. G. Silva, M. F. & Vale, C. C. (2007). *Análise multi-temporal da Baía de Vitória (ES) utilizando sensoriamento remoto*. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil. INPE, p. 4557-4564.

Azevedo, R. V., Tonini, W. C. T., Santos, M. J. M., Braga, L. G. T. (2015). Biofiltration, growth and body composition of oyster *Crassostrea rhizophorae* in effluents from shrimp *Litopenaeus vannamei*. *Revista ciência agrônômica*. 46(1):193-203.

Azqueta, D. D. and Sotelsek. 2007. "Valuing Nature: From Environmental Impacts to Natural Capital." *Ecological Economics*. 63:22–30.

Barbier, E. B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*. 22:177–229.

Barbier, E. B., S. D. Hacker, C. J. Kennedy, E. W. Koch, A. D. Stier, and B. R. Silliman. (2011). "The Value of Estuarine and Coastal Ecosystem Services." *Ecological Monographs*. 81:169–193.

- Barbier, E. B. (2013). Valuing Ecosystem Services for Coastal Wetland Protection and Restoration: Progress and Challenges. *Resources*. 2:213-230.
- Barroso, G. F.; Bertoldi, L.; Neto, R. R. (:2015). Avaliação ambiental integrada de ambientes estuarinos: Estudo de caso do sistema estuarino da grande Vitória (Espírito Santo). *Relatório de Pesquisa*, Edital 04 de 2008, Fundo de Apoio à ciência e Tecnologia do município de Vitória - FACITEC.
- Beck, M. W; et al. (2011). Oyster reefs at risk and recommendations for conservation, restoration, and management. *Bioscience*. 61: 107–116.
- Borja, A.; Murillas-Maza, A.; Pascual, M.; Uyarra, M. (2015). Marine and Coastal Ecosystems: Delivery of Goods and Services, Through Sustainable Use and Conservation. In: CHICHARO et al (Eds.) *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. 83-105.
- Chagas, L.P.; Joyeux, J.-C.; Fonseca, F.R.(2006). Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. *Journal of the Marine Biological*. 86: 861-875.
- Chicharo, L.; Müller, F.; Fohrer, N. (2015). *Ecosystem services and river basin Ecohydrology*. Springer. 354p.
- Chicharo, L.; Hamadou, R. B.; Amaral, A.; Range, P.; Mateus, C.; Piló D.; Marques, R.; Morais, P.; Chicharo, M. A. (2009). Application and demonstration of the Ecohydrology approach for the sustainable functioning of the Guadiana estuary (South Portugal). *Ecohydrology & Hydrobiology* 9 (1): 55-71.
- Costanza, R., Darge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., VAN DEN BELT, M. (1997). The value of the worlds ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387:253–260.
- Costanza, R.; Kubiszewski, I. (2012). The authorship structure of ecosystem services as a transdisciplinary field of scholarship. *Ecosystem Services*. 1:16–25.
- Costanza, R. (2008) Ecosystem Services: Multiple Classification Systems Are Needed. *Biological Conservation*. 141(2):350-352.
- Constanza, R. De Groot, R., Sutton, P. Ploeg, S. V. D., Anderson, S. J., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S., TURNER, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*. 26:152-158.
- Crossman, N.; Burkhard, B.; Nedkov, S. (2012). Quantifying and mapping ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystems Services Management*. 8:1–185.
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC. 392p.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. (2002). A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*. 41:393–408.
- De Jonge, V. N.; Pinto, R.; Turner, R. K. (2012). Integrating ecological, economic and social aspects to generate useful management information under

the EU Directives' 'ecosystem approach'. *Ocean & Coastal Management*. 68:169-188.

Garonce, F. A. A.; Quaresma, V. S. (2014). Hydrodynamic aspects at Vitória Bay Mouth, ES. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*. 86(2): 555-570.

Grabowski, J. H., Brumbaugh, R. D., Conrad, R. F., Keeler, A. G., Opaluch, J. J., Peterson, C. H., Piehler, M. F., Powers, S. P., Smith, A. R. (2012). Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. *Bioscience*. 62(10):901-909.

Grizzle, R. E.; Greene, J. K.; Luckenbach, M. W.; Coen, L. D. (2006). A new *in situ* method for measuring seston uptake by suspension-feeding bivalve mollusks. *Journal of Shellfish Research*. 25 (2):643-649.

Hily, C. (1991). Is the activity of benthic suspension feeders a factor controlling water quality in the Bay of Brest? *Marine Ecology Progress Series*. 69:179-188.

Hossain, MD. S.; Hein, L.; Rip, F. I.; Dearing, J. A. (2015). Integrating ecosystem services and climate change responses in coastal wetlands development plans for Bangladesh. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*. 20:241–261.

Howarth, R. B. and S. Farber. (2002). Accounting for the Value of Ecosystem Services. *Ecological Economics*. 41:421–429.

Jones, C. G., Lawton, J. H., Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*. 69:373-386.

Lenihan, H. S. (1999). Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. *Ecology Monog.* 69:251–275.

Millennium Ecosystem Assessment (MA). (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. *Island Press*, Washington DC. 155p.

Neves, R., Quaresma, V. da S., Bastos, A. C., Ruano, J. (2012). Sedimentary transport in coastal bays: case study of Vitória and Espírito Santo bays – ES – Brazil. *Revista brasileira de Geofísica*. 30:181-189.

Newell, C. R.; Cornwell, J. C.; Owens, M. S. (2002) Influence of simulated bivalve biodeposition and microphytobenthos on sediment nitrogen dynamics: Laboratory study. *Limnology Oceanography*. 47:1367–1379.

Newell, C. R., Koch, E. W. (2004). Modeling seagrass density and distribution in response to changes in turbidity stemming from bivalve filtration and seagrass sediment stabilization. *Estuaries*. 27:793–806.

Newell, C. R.; Kemp, W. M.; Hagy J. D. III.; Cerco, C. F.; Testa, J. M.; Boynton, W.R. (2007). Top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay, USA: Comment on Pomeroy et al. *Marine Ecology Progress Series*. 341:293–298.

Palmer P.J.; Rutherford B.W. (2005). Bivalves for the remediation of prawn farm effluent: identification of some potentially useful species in Southern Queensland. In: *Project Report QO04018*. Wastewater remediation options for prawn farms, Aquaculture Industry Development Initiative 2002-04, Department of Primary Industries and Fisheries. 50-74.

- Pereira, B. B.; Almeida, H. G.; Castro, L. L. M.; Vieira, G. R. A. S.; Joyeux, J. C. (2000). Características físicoquímicas da água na entrada do sistema estuarino da Baía de Vitória, ES. V *Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. São Paulo, Publicações ACIESP, 109(2):198–205.
- Piebler, M. F., Smyth, A. R. (2011). Habitat-specific distinctions in estuarine denitrification affect both ecosystem function and services. *Ecosphere*. 2(1):1-17.
- Pollack, J. B.; Yoskowitz, D.; Kim, H.; Montagna, P. A. (2013). Role and value of nitrogen regulation provided by Oysters (*Crassostrea virginica*) in the Mission-Aransas Estuary, Texas, USA. *Plos One*. 8(6): e 65314. doi:10.1371/journal.pone.0065314.
- Raymond, C. M., Singh, G. G.; Benessaiah, K.; Bernhardt, J. R.; Levine, J.; Nelson, H.; Turner, N. J.; Norton, B.; Tam, J.; Chan, K. M. A. (2013). Ecosystem Services and beyond: using multiple metaphors to understand human–environment relationships. *Bioscience*. 63(7):536–546.
- Serafim Jr, M., Torres, J. V., Souza, E. dos R., Teixeira, J. A., Mendes, I. B. (2012). Produção e comercialização da ostra nativa, *Crassostrea rhizophorae* (goulding, 1828) em uma unidade de cultivo na comunidade de Graciosa, Taperoá - BA, Brasil. In: *1º Seminário Nacional de Gestão Sustentável: Complexidade, interatividade e ecodesenvolvimento*. Arraial do Cabo, RJ. 157-163.
- Teubner Jr, F. J. (2016). Aportes de água e nutrientes para o sistema estuarino da baía de Vitória (ES): Subsídios para a gestão ambiental integrada. *Tese de Doutorado*. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitoria. 304p.
- Wilson-Ormond, E. A., Powell, E. N., Ray, S. M. (1997). Short-term and small-scale variation in food availability to natural oyster populations: food, flow, and flux. *Marine Ecology*. 18:1-34.

CAPÍTULO 5. Conclusões

A conservação de bivalves filtradores é extremamente importante para o bom funcionamento do ecossistema estuarino. A regulação da eutrofização estuarina por meio da biofiltração é dos serviços de maior destaque oferecido por ostras na SNSEBV.

Considerando a perspectiva ambiental e socioeconômica, tal como serviços ecossistêmicos, especialmente o serviço de regulação da qualidade estuarina, a ostra do mangue representa uma fonte gratuita remoção de séston orgânico. A conservação desses bivalves filtradores implica não apenas na garantia da melhor qualidade estuarina, como também na maior diversidade e abundância das espécies associadas.

No capítulo 2, é discutido que o papel ecológico dos bivalves está diretamente relacionado à capacidade de filtração da população e às consequências em relação aos recursos tróficos, por exemplo, o esgotamento local do conteúdo alimentar, ou seja, disponibilidade do séston. Além disso, o comportamento alimentar de bivalves tem implicações diretas para a futura gestão da conservação ambiental. O presente estudo mostra que sob baixa concentração de séston, característica do período de estiagem na SNSEBV, *C. rhizophorae* apresenta alta capacidade de filtrar as nanopartículas orgânicas da água circundante.

A disponibilidade do séston e a salinidade são importantes controladores da distribuição de *C. rhizophorae* no manguezal da SNSEBV. Portanto, a alteração do habitat em níveis desfavoráveis de salinidade e de concentração de séston, causada por eventos extremos de chuva e estiagem, não só pode resultar em diminuição dos bancos de *C. rhizophorae*, tornando-as propensas a doenças e predações, como afetar negativamente a qualidade da água associada à biofiltração. Outro fator de extrema relevância é o tempo de residência, já que o maior acúmulo do séston e biodepósitos no substrato é inadequado ao desenvolvimento de *C. rhizophorae*. As implicações deste estudo são com relação principalmente à necessidade de intensificação das amostragens do séston, com abrangência de maior número de estações de amostragem, contemplando os rios tributários, medições da vazão *in situ* e cronograma amostral de longo prazo a fim de incrementar e aperfeiçoar o modelo hidrodinâmico

mais robusto com maior banco de dados, e avaliar a variabilidade temporal das condições hidrológicas e hidroquímicas da SNSEBV que influenciam na distribuição e ecofisiologia dos bivalves filtradores.

A falta de dados da taxa de descarga de s'ston proveniente dos rios tributários, medidas precisas do tempo de residência e outras medidas paramétricas tornaram impossível a precisão dos resultados, caso contrário, daria uma informação importante sobre o esgotamento de alimentos locais. Nos lugares onde ocorrem altas densidades de ostras e baixa velocidade das correntes com maior tempo de residência, espera-se que as ostras filtrem grandes volumes de água circundante, minimizando os recursos alimentares locais. Por isso, localizar os locais menos propensos a renovação alimentar suficiente é uma estratégia para estabelecer a adequação da restauração e conservação.

É crucial que características do habitat estejam dentro dos limites de tolerância fisiológica e o mais próximo possível das gamas ótimas da espécie. As situações de estresse agudo ou crônico podem prejudicar o crescimento, ou mesmo tornar certas áreas totalmente inadequadas.

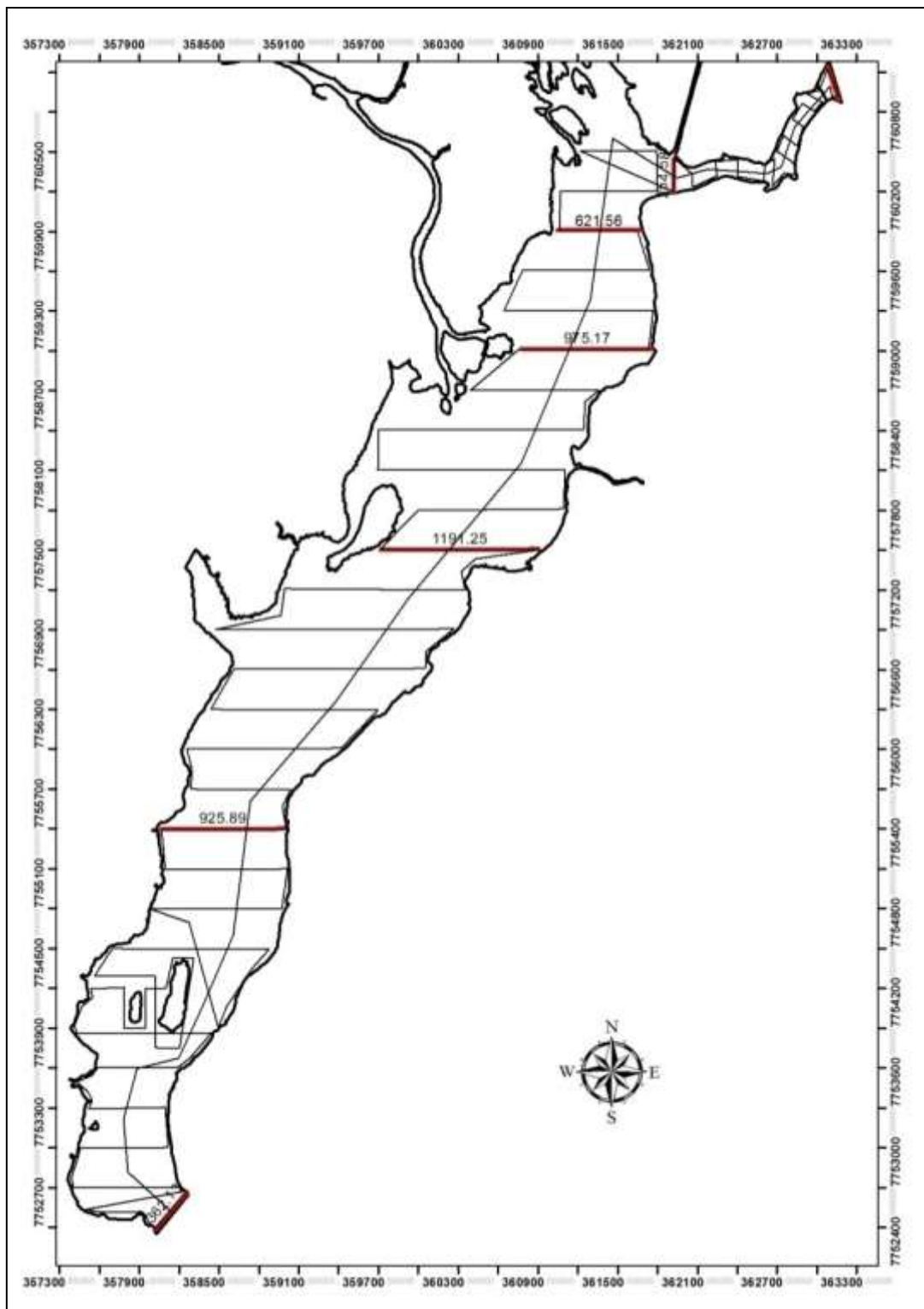
A inovação para melhorar a conservação da SNSEBV é justamente valorar os serviços ecossistêmicos, destacando a capacidade de regular eutrofização, uma questão existente na SNSEBV. Estudos adicionais também devem ser continuados em relação à influência que os bancos de *C.rhizophorae* exercem sobre a qualidade da água, particularmente o papel dos biodepósitos na redução de contaminantes em ecossistemas estuarinos, sendo este um sólido argumento para a conservação e restauração da espécie.

No capítulo 3, foi discutido que, apesar da influência da variabilidade do seston sobre ecofisiologia da ostra do mangue, o presente estudo mostra que *este bivalve*, residente sob baixa concentração de seston e alta salinidade, tem alta capacidade de filtração do séston orgânico. A população de *C. rhizophorae* existente no manguezal da SNSEBV tem capacidade de filtrar diariamente 17% do volume da SNSEBV. E ainda, além disso, a relação direta da taxa de clareamento em relação a concentração de MOP tende a sustentar a idéia de que *C. rhizophorae* pode regular sua taxa de clareamento de acordo com as características de seston, de modo preferencial em função do tamanho e conteúdo orgânico do séston.

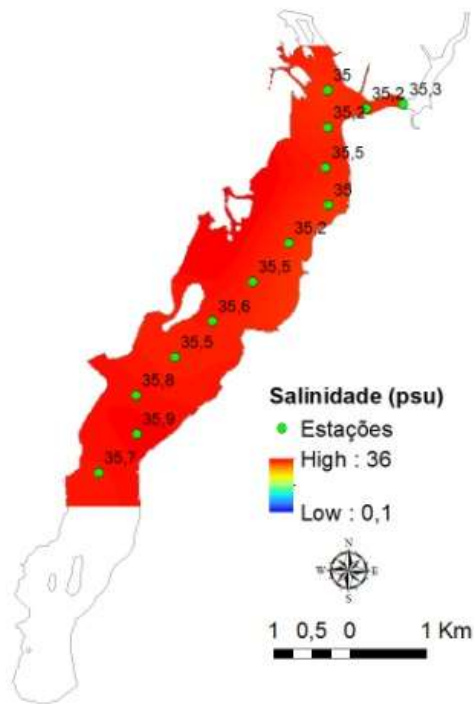
Para eficácia dos serviços ecossistêmicos da ostra do mangue, é necessário o fornecimento de água com boa qualidade nutricional, com atributos físicos e químicos essenciais (e.g., fitoplâncton) e condições hidrológicas para dispersar os resíduos orgânicos que não compoem a dieta, para minimizar o aumento de turbidez estuarina. Como resultado, o espaço costeiro precisa ser avaliado com base em determinados indicadores ambientais que selecionarão as áreas mais propensas à conservação. Programas de manejo com uso de sistemas de informação geográfica (SIG), que pode ser uma ferramenta valiosa a este respeito, com mapeamento da distribuição populacional de *C. rhizophorae*, bem como das fontes poluidoras e locais mais adequados para um extrativismo sustentável. Outro aspecto relevante é o uso de mais experimentos de análise da capacidade de filtração, para abranger tempo experimental mais longo e avaliar as respostas biofísicas de forma mais consistente.

No capítulo 4, foram apresentados os serviços ecossistêmicos oferecidos por *C. rhizophorae*. Tais serviços contribuem potencialmente para boa qualidade ambiental do ecossistema estuarino. A população de ostra do mangue e a demanda do marisco resultam na intensificação das pressões no ecossistema para atender a essa necessidade de consumo, especialmente de comunidades artesanais ribeirinhas de baixa renda. Entretanto, apesar da ostra do mangue ser utilizada como recurso de provisão alimentar local, discussões tratadas neste estudo, sob a percepção do risco socioambiental na SNSEBV, reportam os impactos decorrentes de alterações das condições hidrológicas (e.g., diminuição da vazão fluvial) e hidroquímicas (e.g., aumento da salinidade e redução da concentração do séston orgânico) no sistema estuarino que podem afetar a ecofisiologia e qualidade do bivalve, doenças e acúmulos de poluentes. Sugere-se um monitoramento ambiental mais robusto a fim de avaliar o grau de contaminação em diferentes zonas do sistema estuarino, incluindo estudos ecotoxicológico do pescado para analisar o grau a contaminação pelo consumo. O valor do serviço ecossistêmico de remoção da fração orgânica do seston, oferecido por *C. rhizophorae* à SNSEBV, é inferior ao gasto pela estação de tratamento de esgoto local. Assim, a conservação de populações de bivalves estuarinos filtradores pode atuar como uma medida de gestão ambiental, subsidiando a benefícios à econômica.

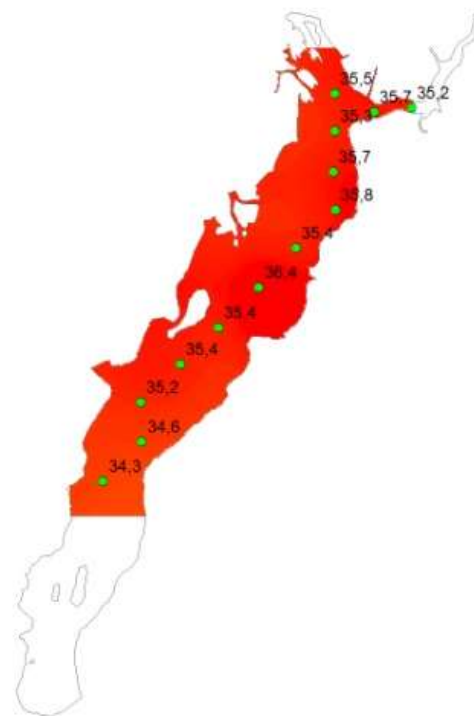
ANEXOS



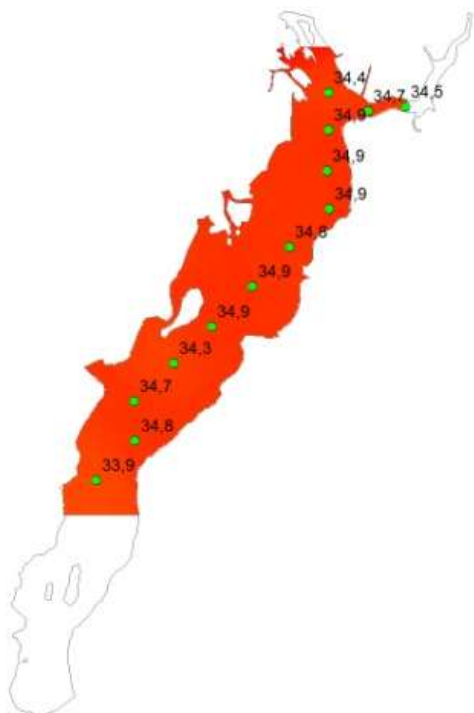
Anexo 1: Mapa dos transectos batimétricos e de medição devazão (em vermelho).



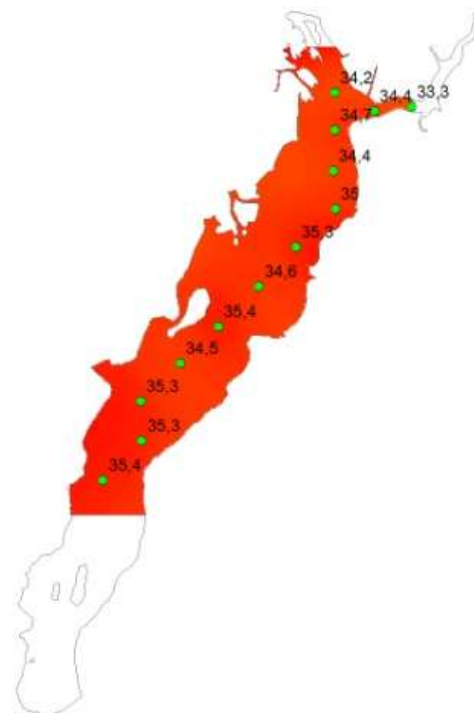
a) Enchente de sizígia 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
Máxima: 35,9 / Mínima: 35,0 / Média:35,4



b) Vazante de sizígia 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
Máxima: 36,4 / Mínima: 34,3 / Média:35,4

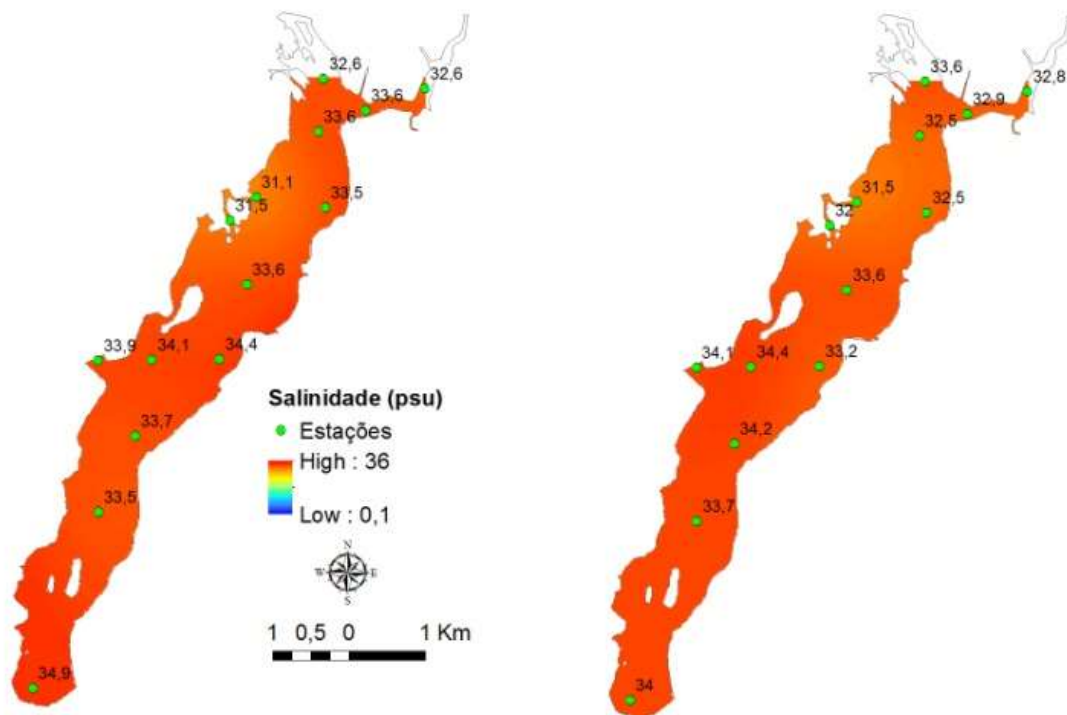


c) Enchente de quadratura 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
Máxima: 34,9 / Mínima: 33,9 / Média: 34,7



d) Vazante de quadratura 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
Máxima: 35,4 / Mínima:33,3 / Média:34,8

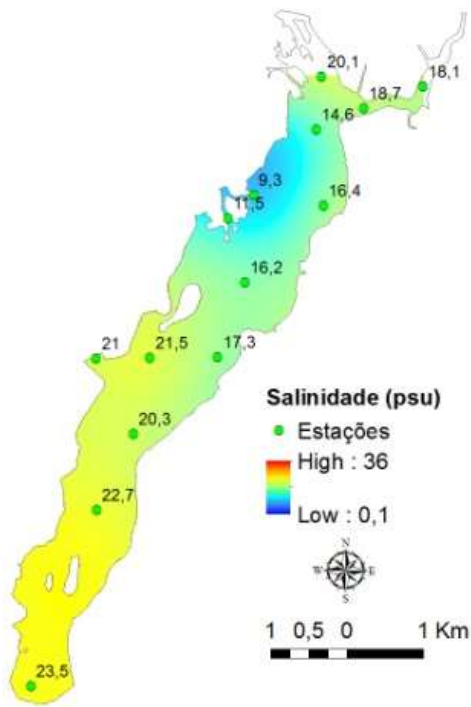
Anexo 2: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura, em outubro de 2015.



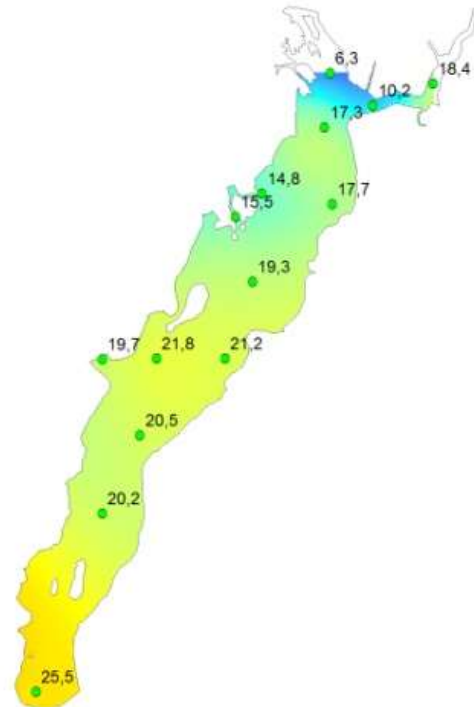
a) Enchente de quadratura - 21/11/2015 (Vazão: 5,94 m³/s)
 Máxima: 34,9 / Mínima: 31,1 / Média: 33,3

b) Vazante de quadratura - 21/11/2015 (Vazão: 5,94 m³/s)
 Máxima: 34,4 / Mínima: 31,5 / Média: 33,2

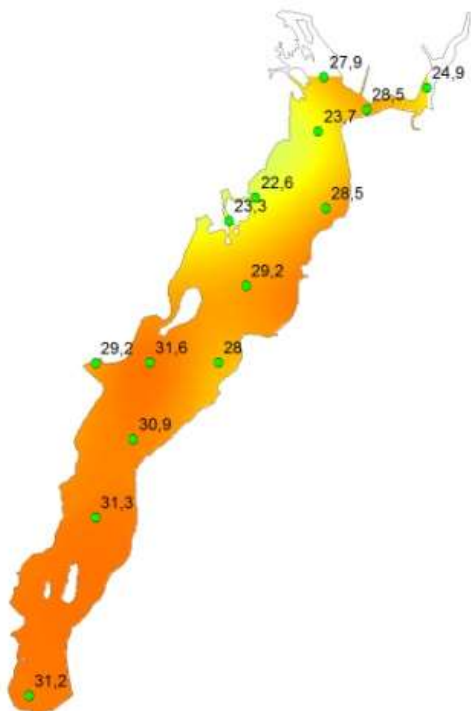
Anexo 3: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV: a) na enchente e b) na vazante da maré de quadratura, em novembro de 2015.



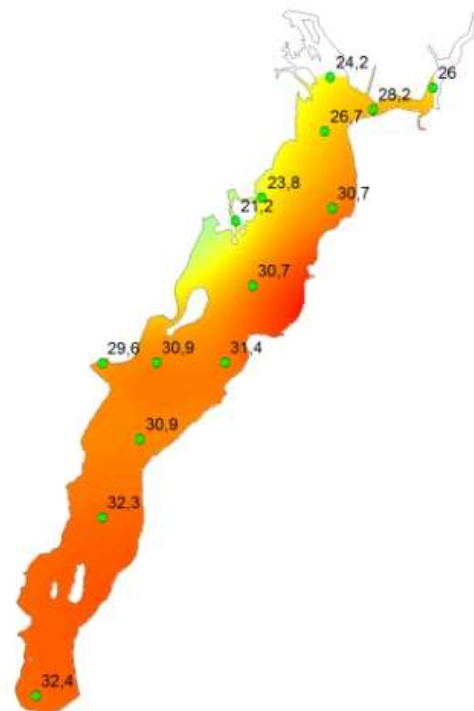
a) Enchente de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
 Máxima: 23,5 / Mínima: 9,3 / Média: 17,9



b) Vazante de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
 Máxima: 25,5 / Mínima: 6,3 / Média: 17,7

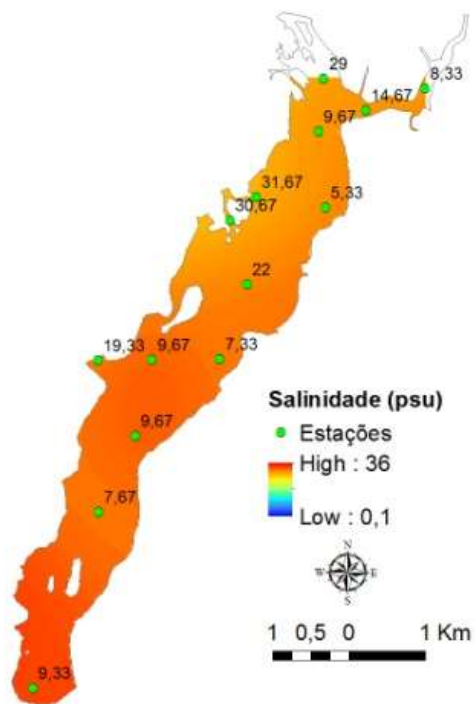


c) Enchente de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
 Máxima: 31,6 / Mínima: 22,6 / Média:27,9

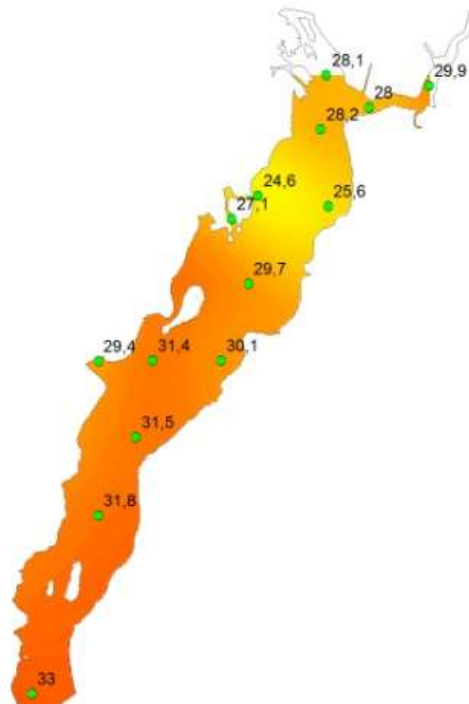


d) Vazante de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
 Máxima: 32,4 / Mínima:21,2 / Média:28,5

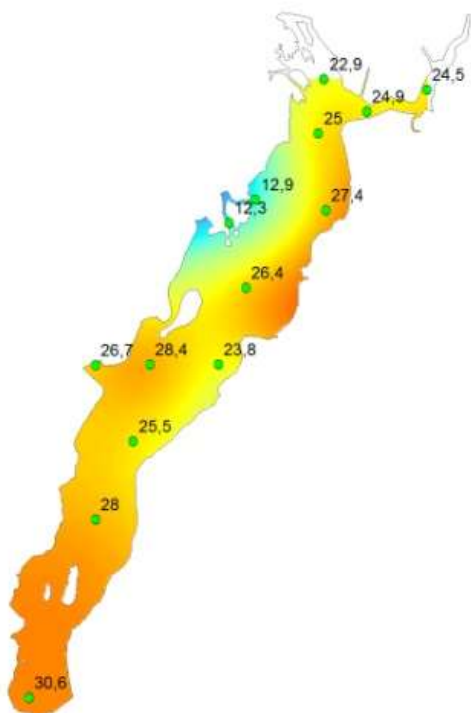
Anexo 4: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura, em janeiro de 2016.



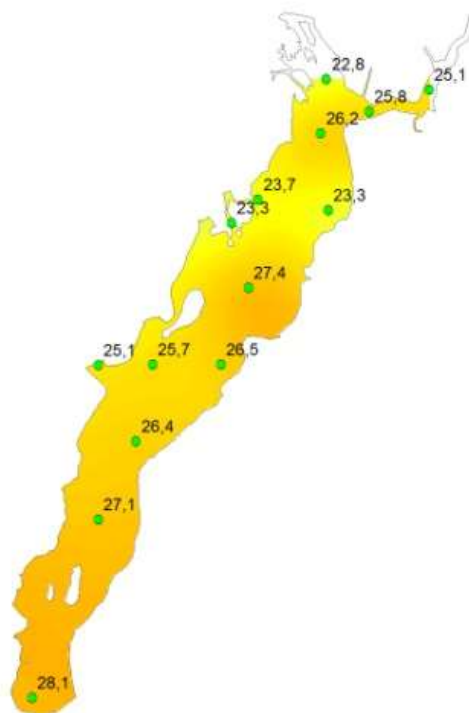
a) Enchente de sizígia - 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
Máxima: 34,2 / Mínima: 28,4 / Média:30,8



b) Vazante de sizígia - 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
Máxima: 33,0 / Mínima: 24,6 / Média:29,2

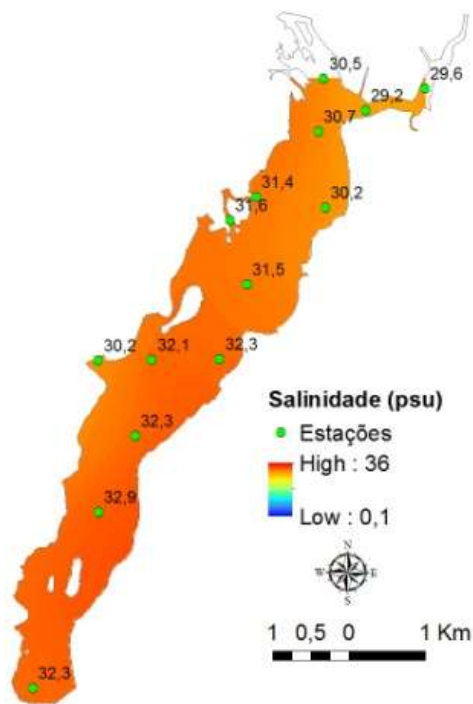


c) Enchente de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
Máxima: 30,6 / Mínima: 12,3 / Média:24,2

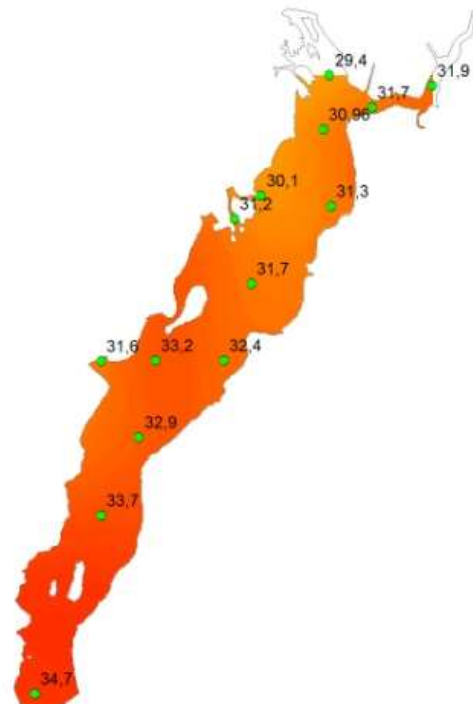


d) Vazante de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
Máxima: 28,1 / Mínima:22,8 / Média:25,5

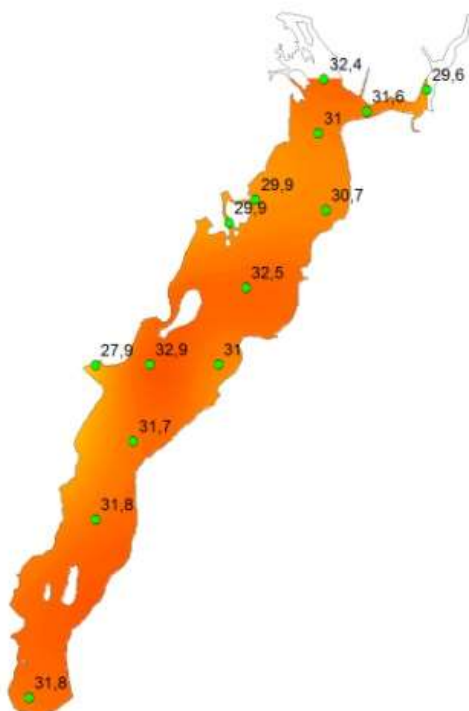
Anexo 5: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura, em fevereiro de 2016.



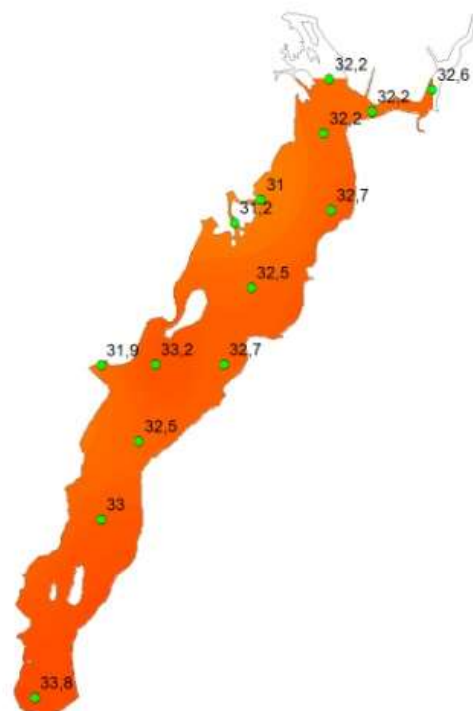
a) Enchente de sizígia - 07/03/2016 (Vazão:4,49 m³/s)
 Máxima: 32,9 / Mínima: 29,2 / Média:31,2



b) Vazante de sizígia - 07/03/2016 (Vazão:4,49 m³/s)
 Máxima: 34,7 / Mínima: 29,4 / Média:31,9

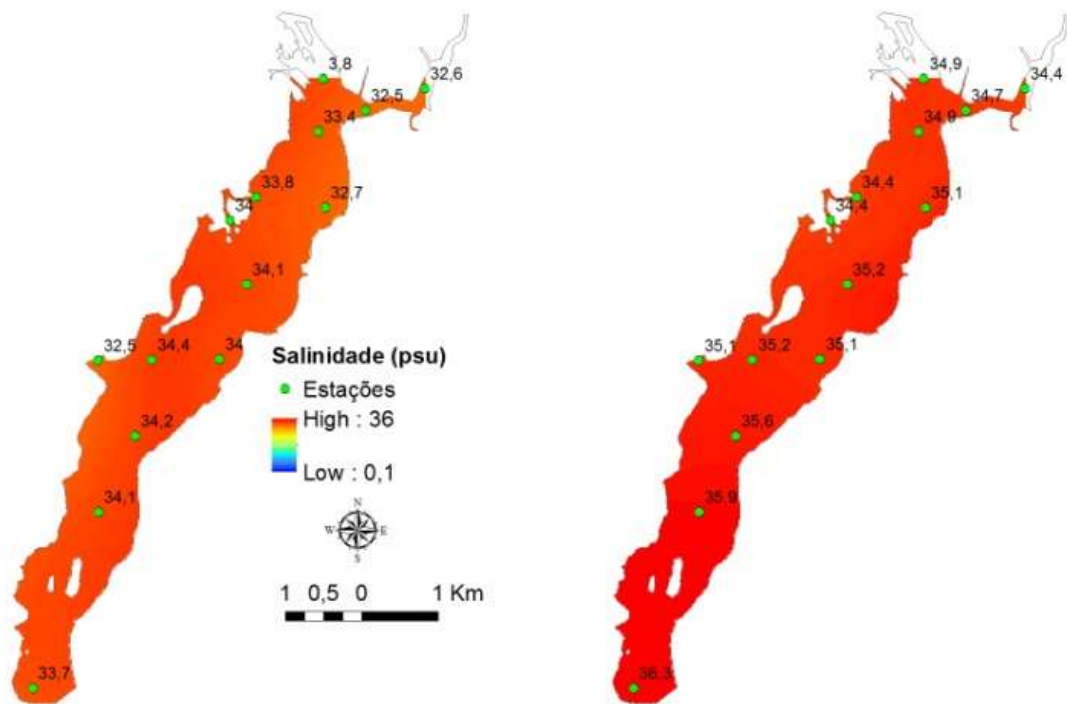


c) Enchente de quadratura - 05/03/2016 (Vazão:4,13 m³/s)
 Máxima: 32,9 / Mínima: 27,9 / Média:31,1



d) Vazante de quadratura - 05/03/2016 (Vazão:4,13 m³/s)
 Máxima: 33,8 / Mínima:31,0 / Média:32,4

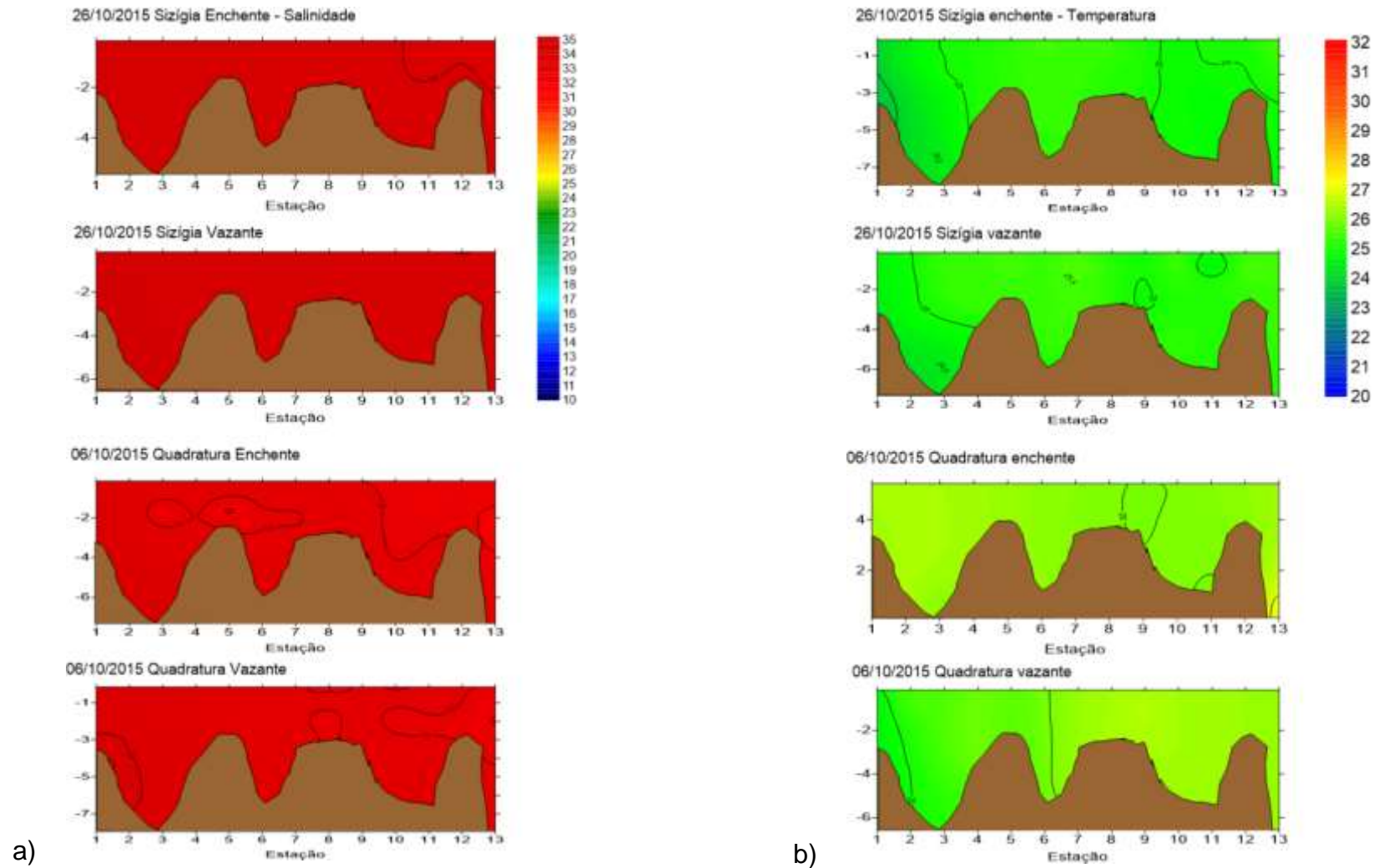
Anexo 6: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura, em março de 2016.



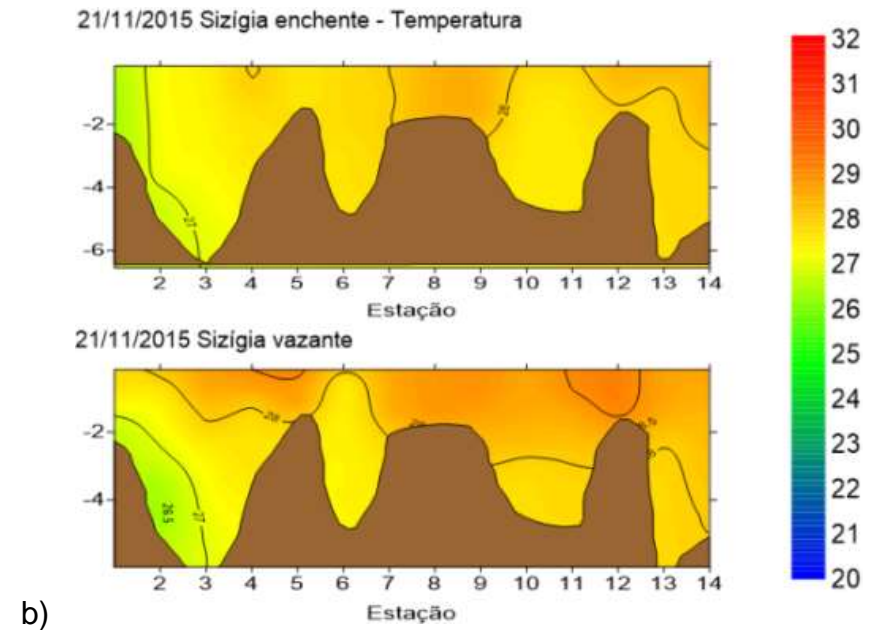
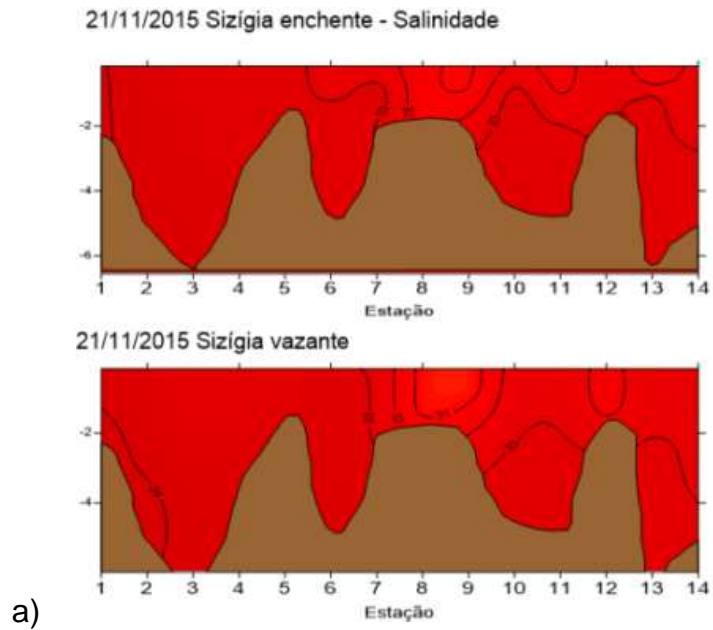
a) Enchente de sizígia - 21/04/2016 (Vazão:4,12 m³/s)
 Máxima: 34,4 / Mínima: 30,8 / Média: 33,4

b) Vazante de sizígia - 21/04/2016 (Vazão:4,12 m³/s)
 Máxima: 36,3 / Mínima: 34,4 / Média:35,1

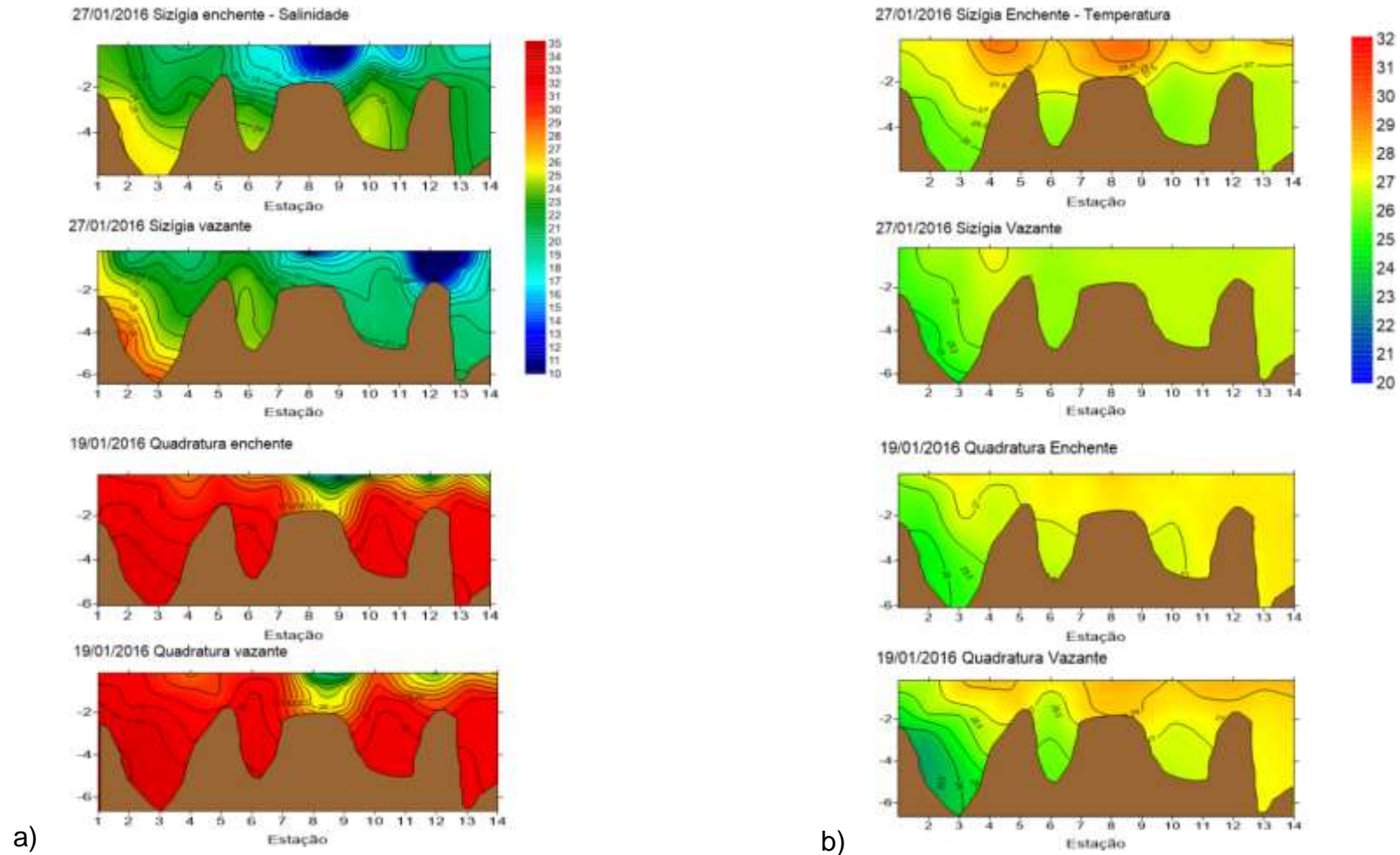
Anexo 7: Modelos de distribuição de salinidade (psu) na SNSEBV: a) na enchente e b) na vazante da maré de quadratura, em abril de 2016..



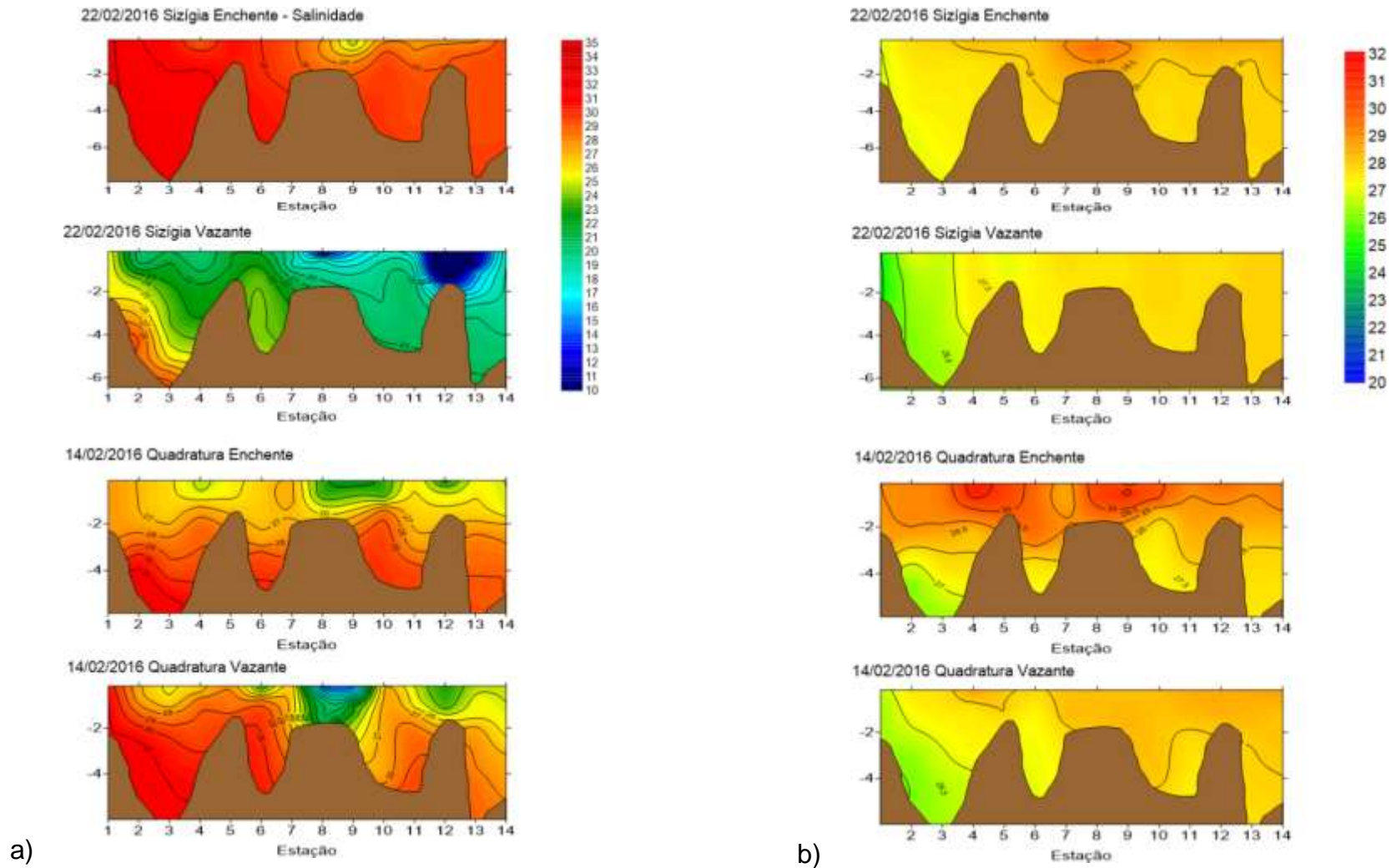
Anexo 8: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em outubro de 2015. Destacam-se as estações localizadas na área de influência dos canais fluviais tributários, estações 4 e 5 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV), onde ocorreram as maiores variações



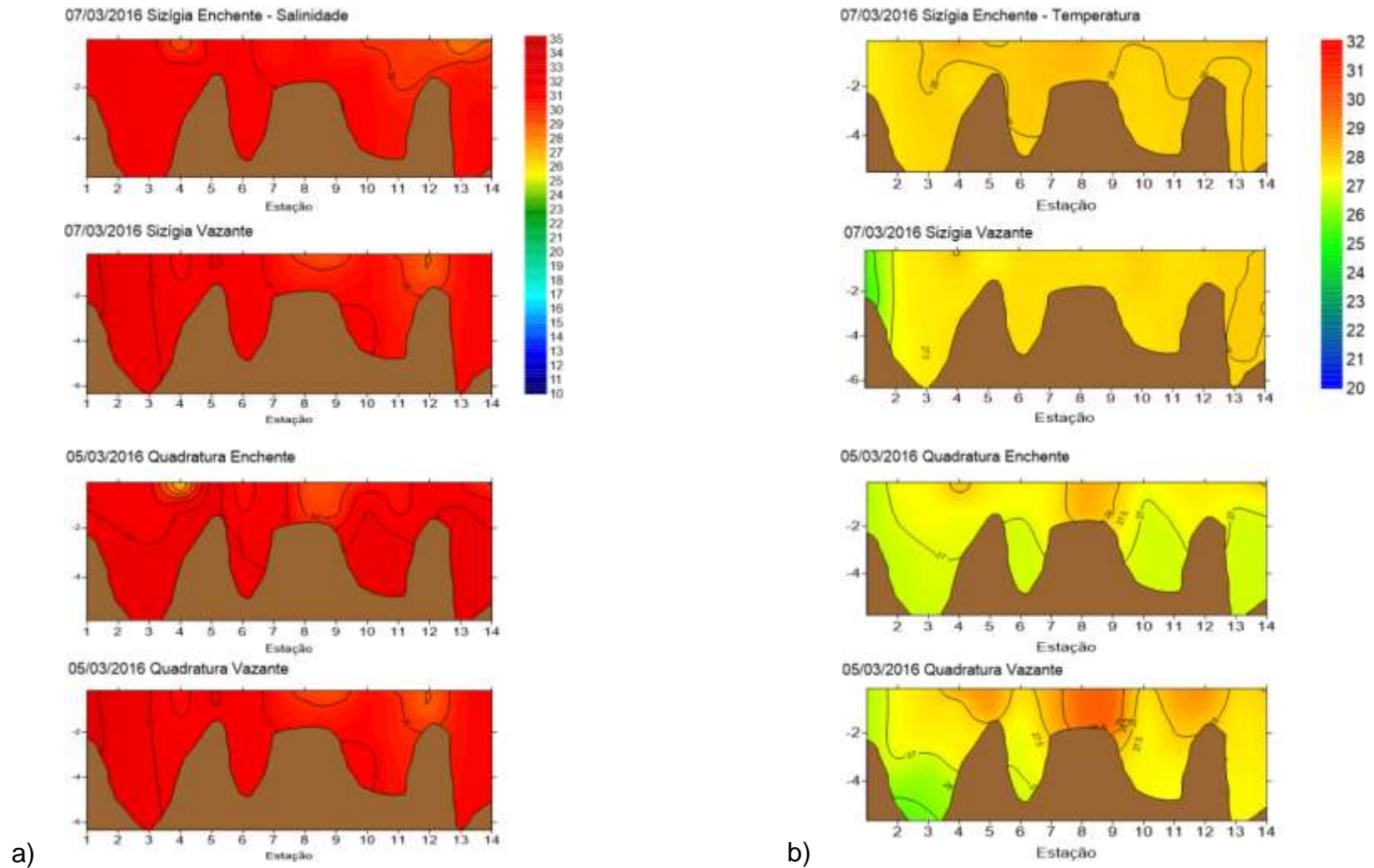
Anexo 9: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em novembro de 2015. Destacam-se as estações 4 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV), onde ocorreram as maiores variações.



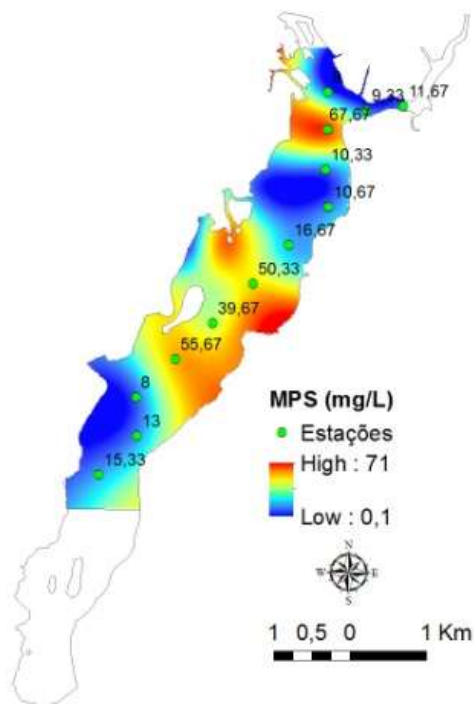
Anexo 10: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em janeiro de 2016. Destacam-se as estações 4 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV), onde ocorreram as maiores variações.



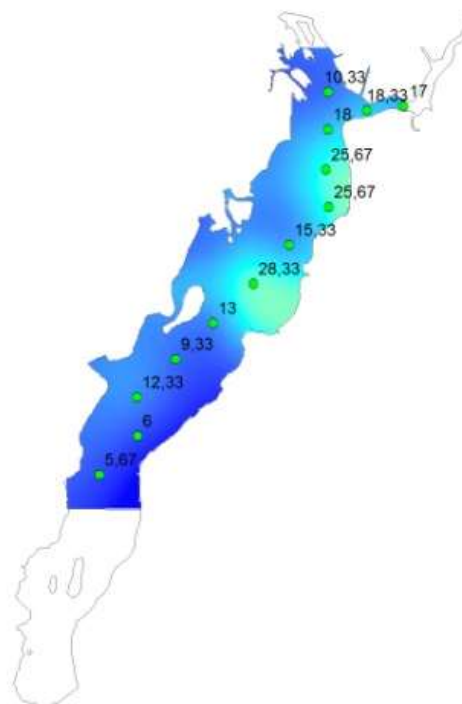
Anexo 11: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em fevereiro de 2016. Destacam-se as estações 4 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV), onde ocorreram as maiores variações.



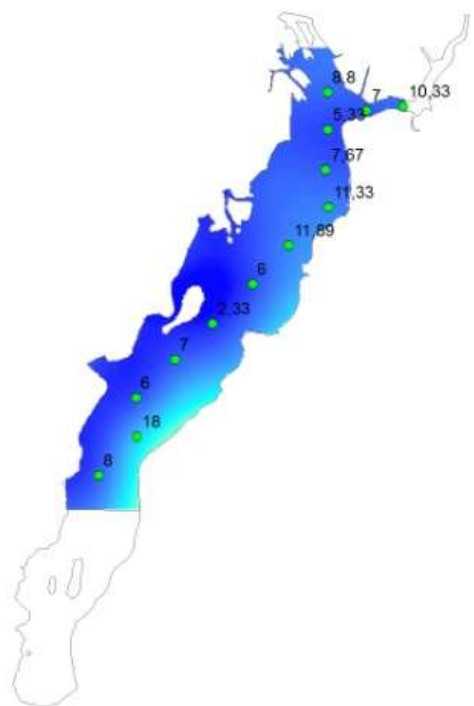
Anexo 12: Modelos de distribuição vertical de a) salinidade e b) temperatura em março de 2016. Destacam-se as estações 4 (foz do rio Bubú), 8 e 9 (foz sul do RSMV) e 12 (foz norte do RSMV), onde ocorreram as maiores variações.



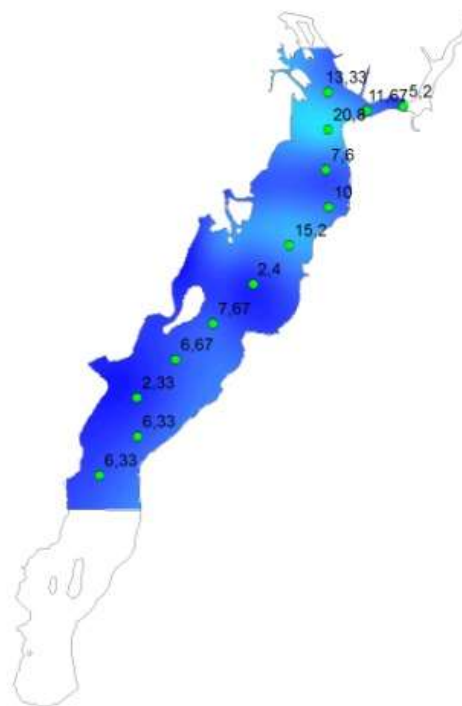
a) Enchente de sizígia - 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
 Máxima: 67,7 / Mínima: 8,0 / Média:24,4



b) Vazante de sizígia - 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
 Máxima: 28,3 / Mínima: 5,7 / Média:15,8

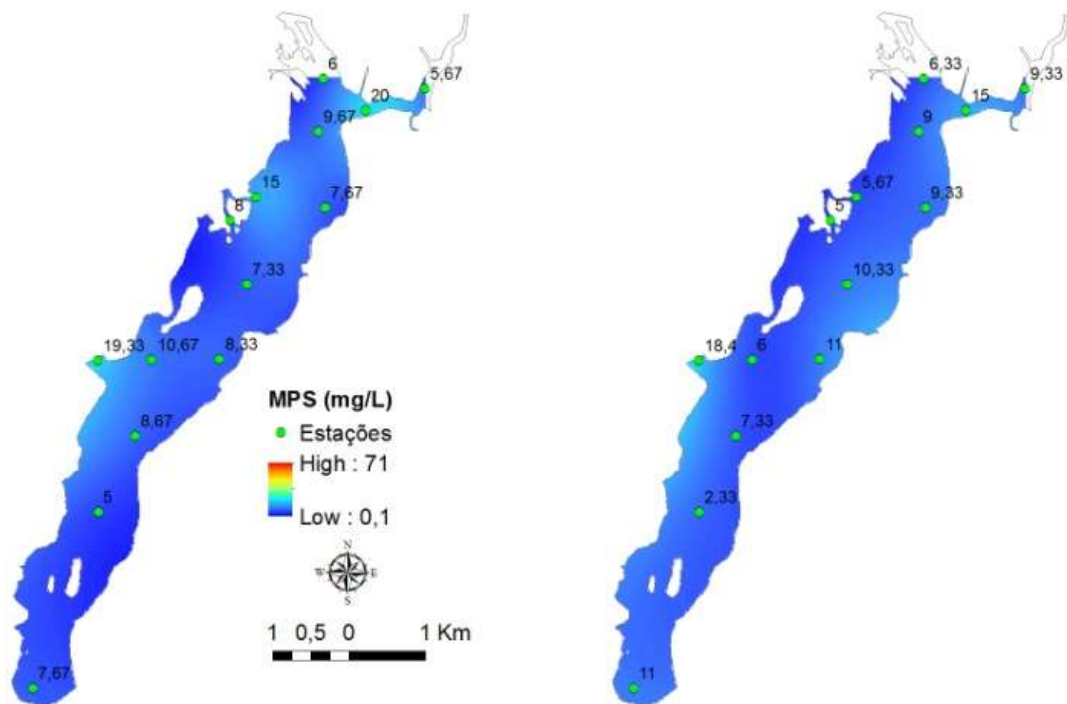


c) Enchente de quadratura - 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
 Máxima: 18,0 / Mínima: 2,3 / Média: 8,4



d) Vazante de quadratura - 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
 Máxima: 20,8 / Mínima: 2,3 / Média: 8,9

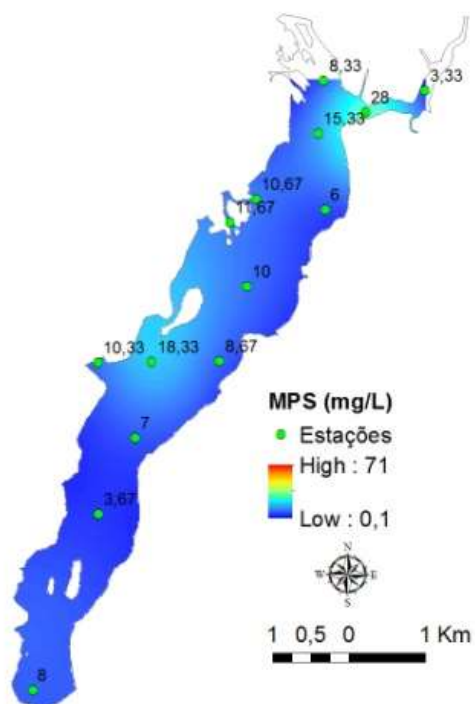
Anexo 13: Modelos de distribuição de MPS (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura, em outubro de 2015.



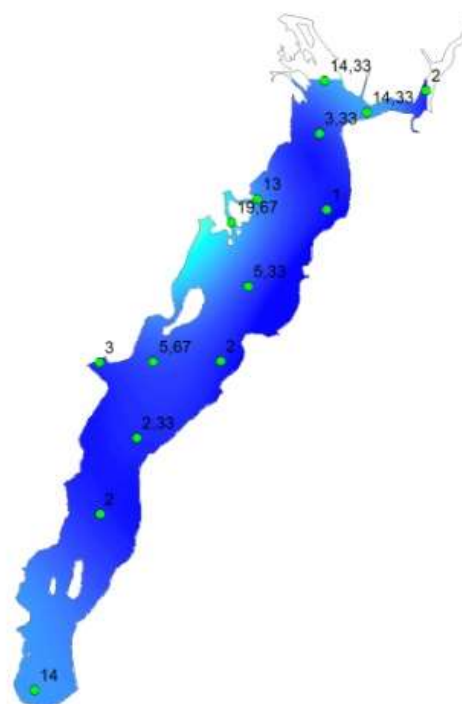
a) Enchente de quadratura - 21/11/2015 (Vazão:5,94 m³/s) Máxima: 20,0 / Mínima: 5,0 / Média: 9,9

b) Vazante de quadratura - 21/11/2015 (Vazão:5,94 m³/s) Máxima: 18,4 / Mínima: 2,3 / Média: 9,0

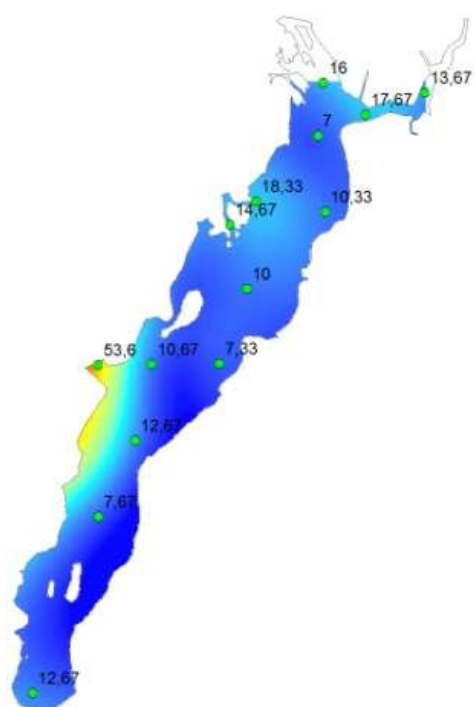
Anexo 14: Modelos de distribuição de MPS (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) na enchente e b) na vazante da maré de quadratura, em novembro de 2015.



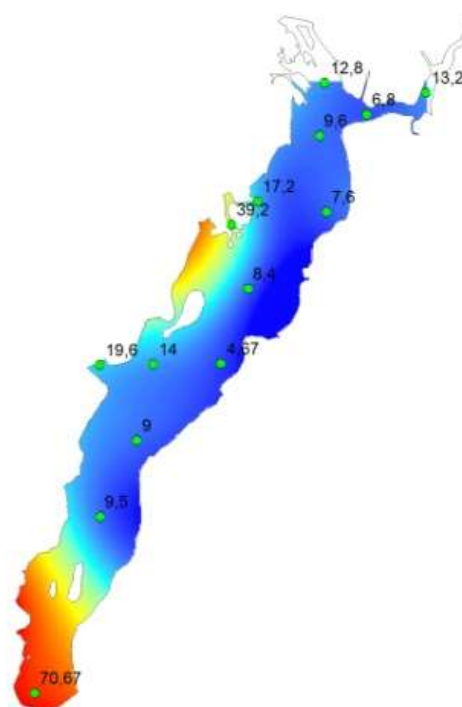
a) Enchente de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
Máxima: 28,0 / Mínima: 3,3 / Média:10,7



b) Vazante de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
Máxima: 19,7 / Mínima: 1,0 / Média:7,3

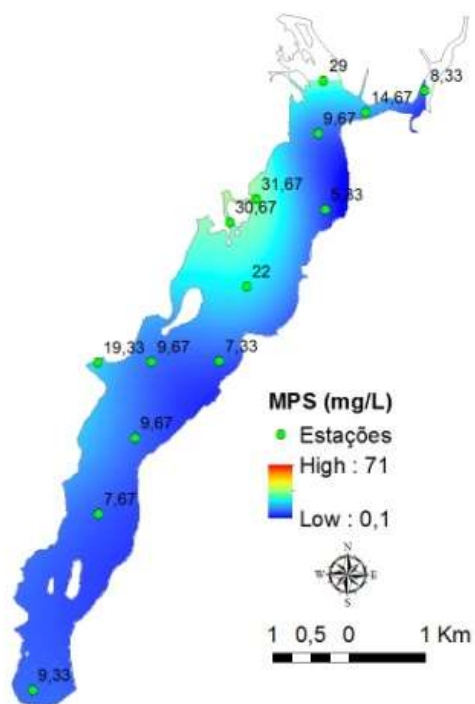


c) Enchente de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
Máxima: 53,6 / Mínima: 7,0 / Média: 15,2

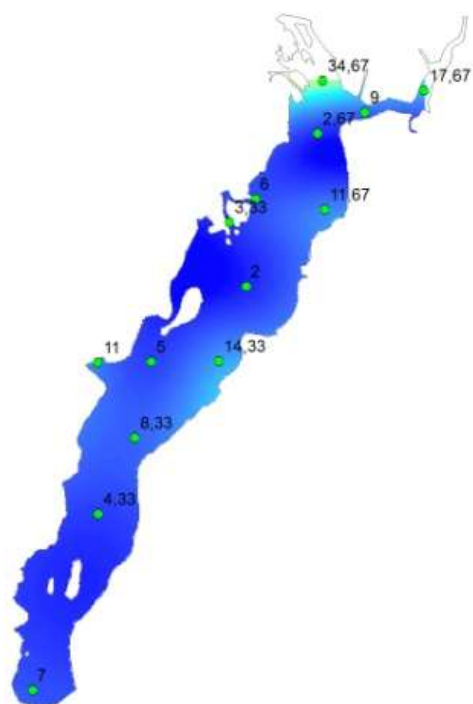


d) Vazante de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
Máxima: 70,7 / Mínima: 4,7 / Média: 17,3

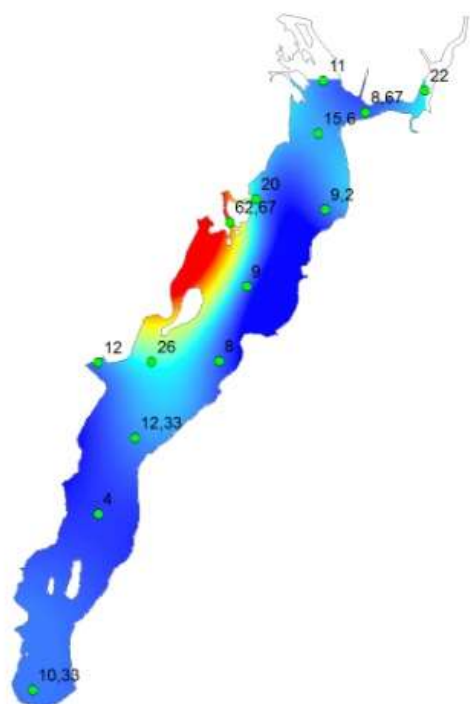
Anexo 15: Modelos de distribuição de MPS (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de janeiro de 2016.



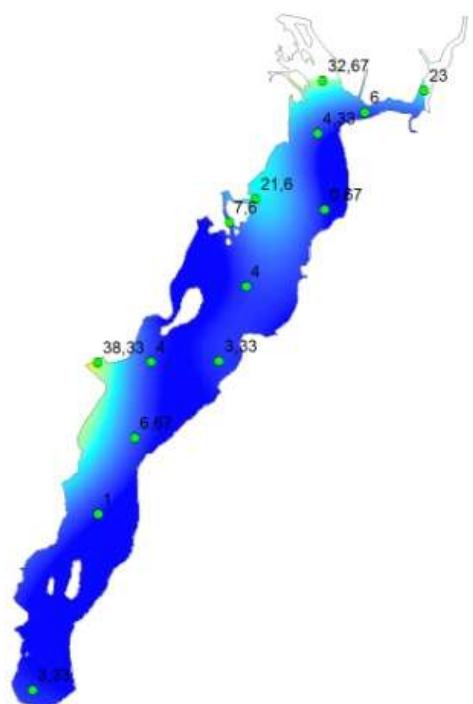
a) Enchente de sizígia - 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
 Máxima: 31,7 / Mínima: 5,3 / Média:15,3



b) Vazante de sizígia - 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
 Máxima: 34,7 / Mínima: 2,0 / Média:9,8

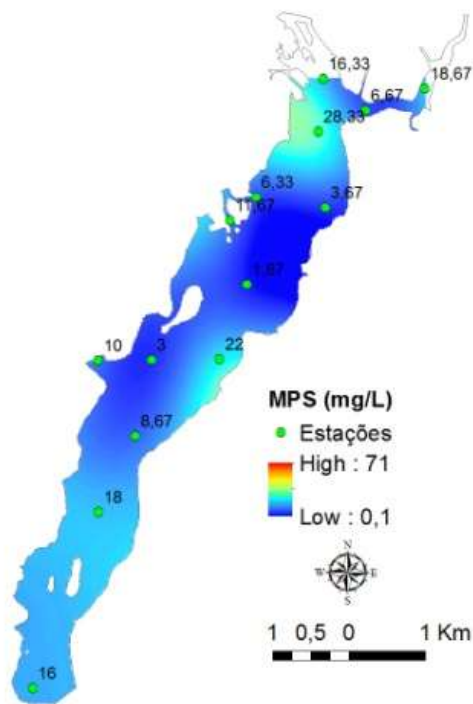


c) Enchente de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
 Máxima: 62,7 / Mínima: 4,0 / Média: 16,5

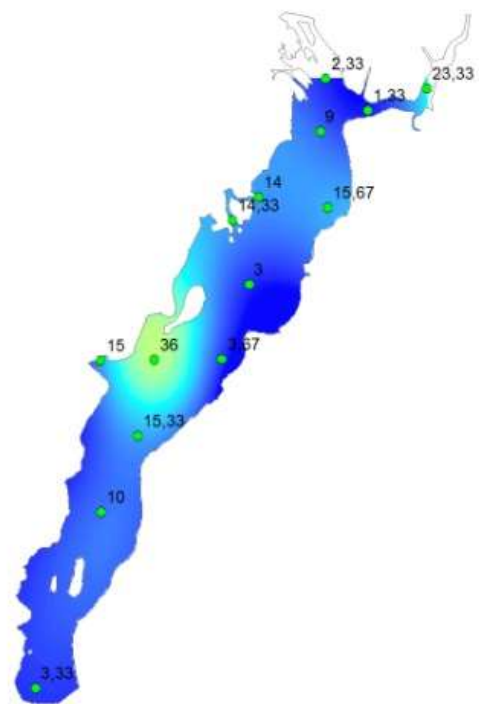


d) Vazante de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
 Máxima: 38,3 / Mínima: 0,7 / Média: 11,2

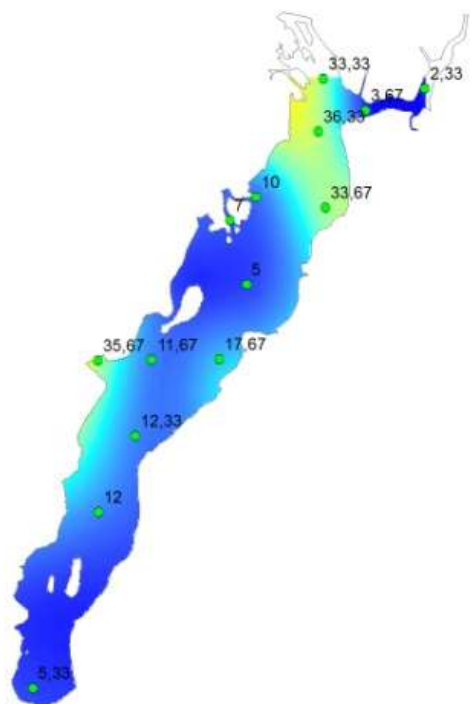
Anexo 16: Modelos de distribuição de MPS (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de fevereiro de 2016.



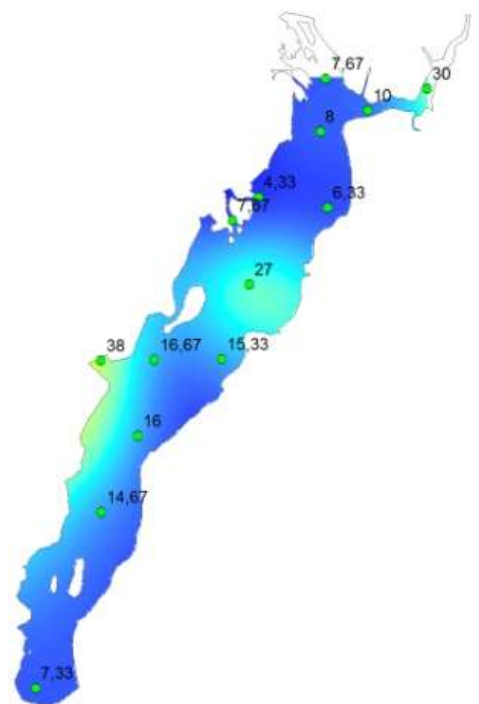
a) Enchente de sizígia - 07/03/2016 (Vazão:4,49 m³/s)
 Máxima: 28,3 / Mínima: 1,7 / Média:12,2



b) Vazante de sizígia - 07/03/2016 (Vazão:4,49 m³/s)
 Máxima: 36,0 / Mínima: 1,3 / Média:11,9

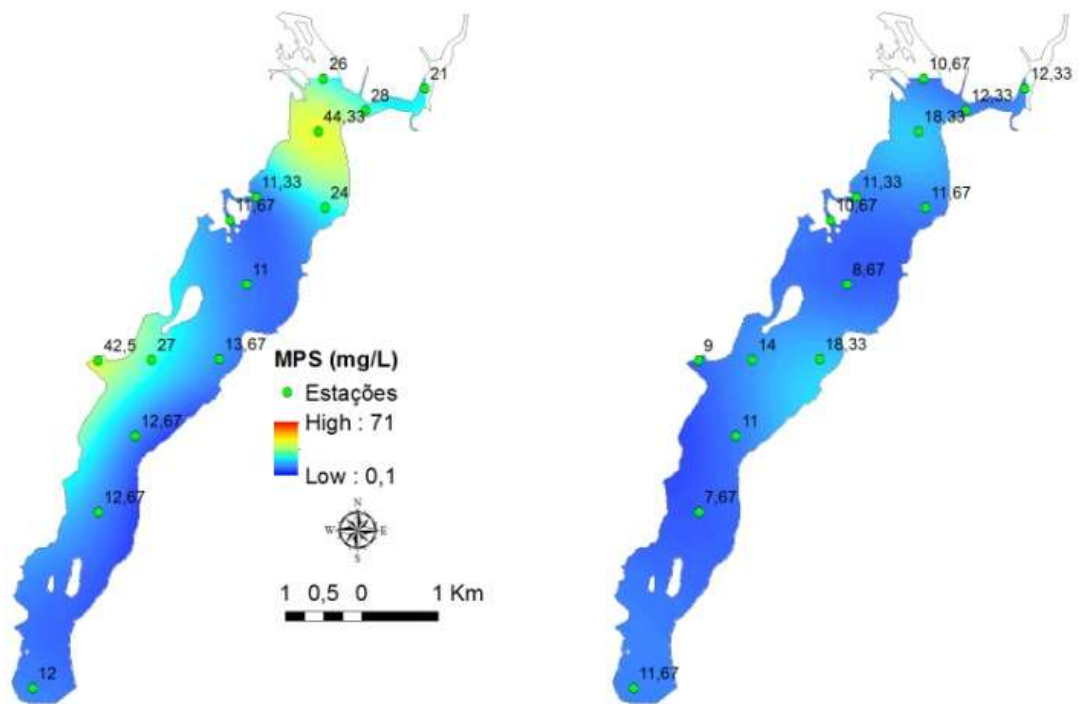


c) Enchente de quadratura - 05/03/2016 (Vazão:4,13 m³/s)
 Máxima: 36,3 / Mínima: 2,3 / Média: 16,1



d) Vazante de quadratura - 05/03/2016 (Vazão:4,13 m³/s)
 Máxima: 38,0 / Mínima: 4,3 / Média: 14,9

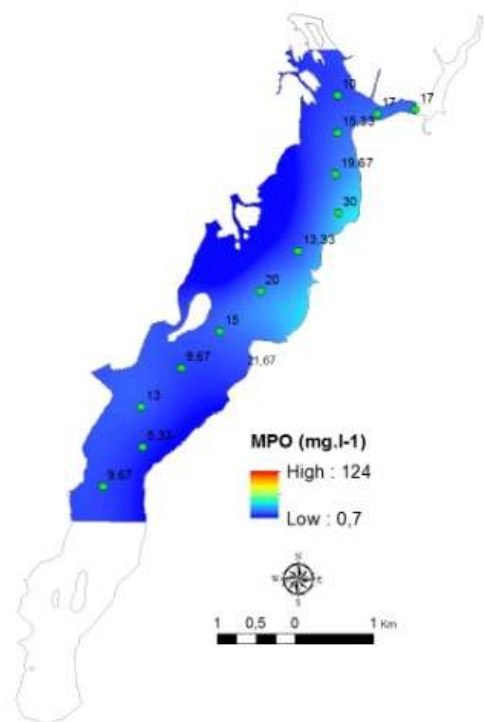
Anexo 17: Modelos de distribuição de MPS (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de março de 2016.



a) Enchente de sizígia - 21/04/2016 (Vazão:4,12 m³/s)
 Máxima: 44,3 / Mínima: 11,0 / Média:21,3

b) Vazante de sizígia - 21/04/2016 (Vazão:4,12 m³/s)
 Máxima: 18,3 / Mínima: 7,7 / Média:12,0

Anexo 18: Modelos de distribuição de MPS (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) na enchente e b) na vazante da maré de quadratura, em abril de 2016.



a) Enchente de sizígia - 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
Máxima: 21,7 / Mínima: 11,3 / Média: 14,5



b) Vazante de sizígia - 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
Máxima: 33,3 / Mínima: 12,0 / Média:18,2

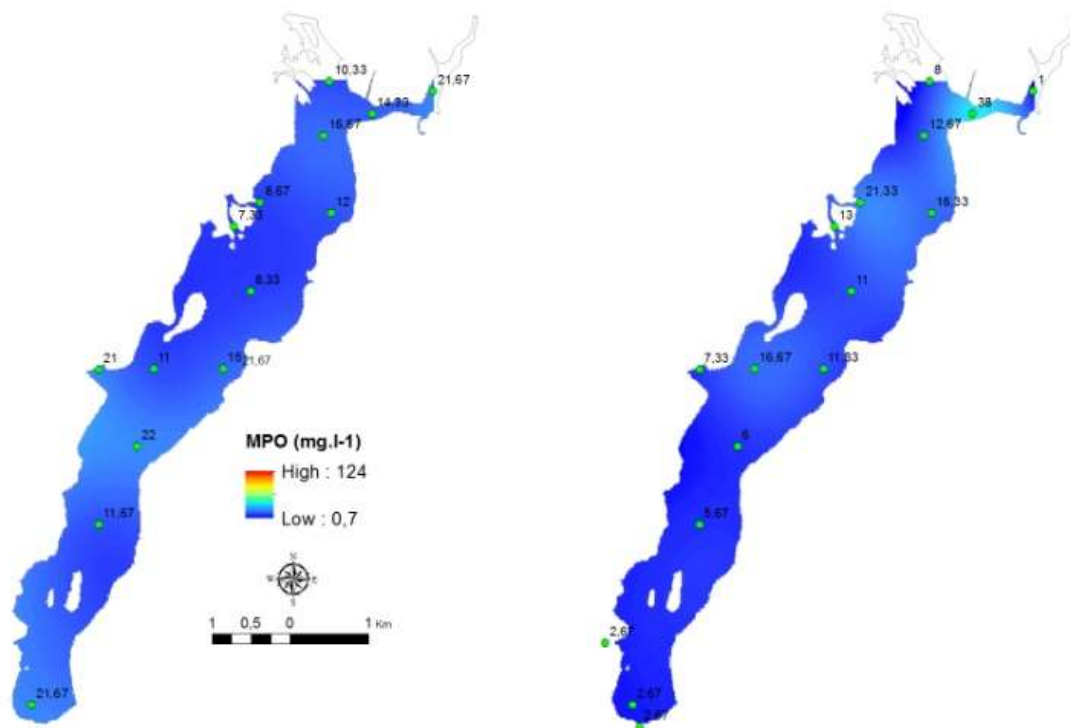


c) Enchente de quadratura - 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
Máxima: 4,0 / Mínima: 0,67 / Média: 2,5



d) Vazante de quadratura - 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
Máxima: 18,0 / Mínima: 1,0 / Média: 5,5

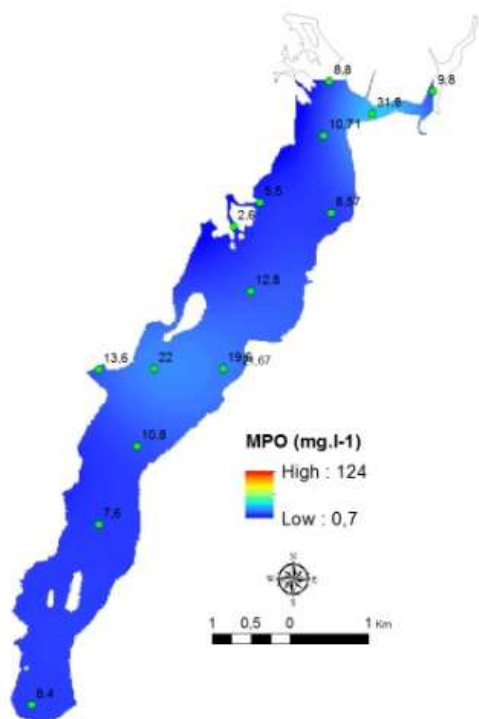
Anexo 19: Modelos de distribuição de MPO (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de outubro de 2015.



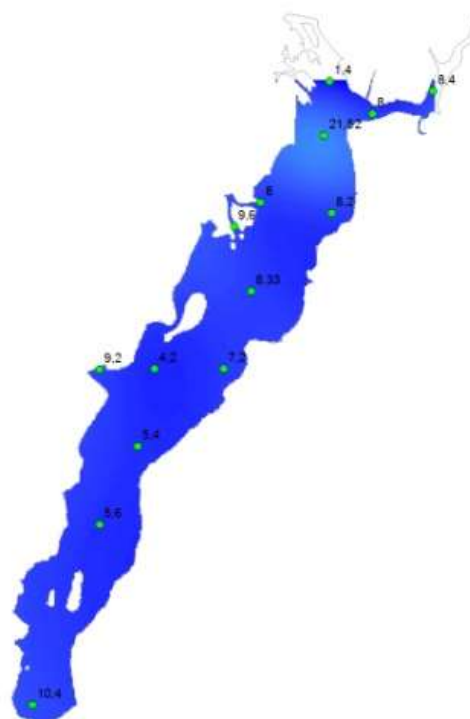
a) Enchente de sizígia - 20/11/2015 (Vazão:5,94 m³/s)
Máxima: 38,0 / Mínima: 1,0 / Média: 13,8

b) Vazante de sizígia - 20/11/2015 (Vazão:5,94 m³/s)
Máxima: 22,0 / Mínima: 7,3 / Média: 14,4

Anexo 20: Modelos de distribuição de MPO (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) na enchente e b) na vazante da maré de quadratura novembro de 2015.



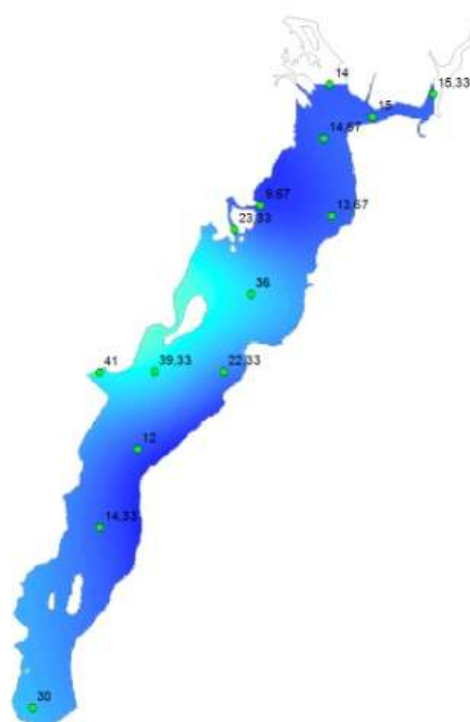
a) Enchente de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
Máxima: 31,8 / Mínima: 2,6 / Média:12,3



b) Vazante de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
Máxima: 21,5 / Mínima: 1,4 / Média:8,2

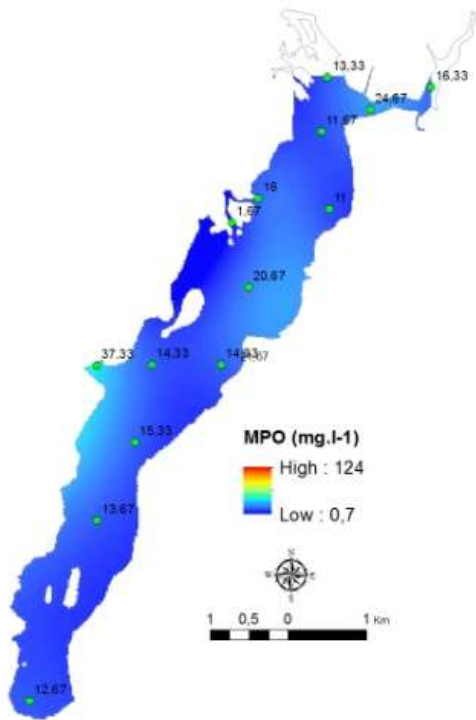


c) Enchente de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
Máxima: 58,0 / Mínima: 11,7 / Média: 24,2

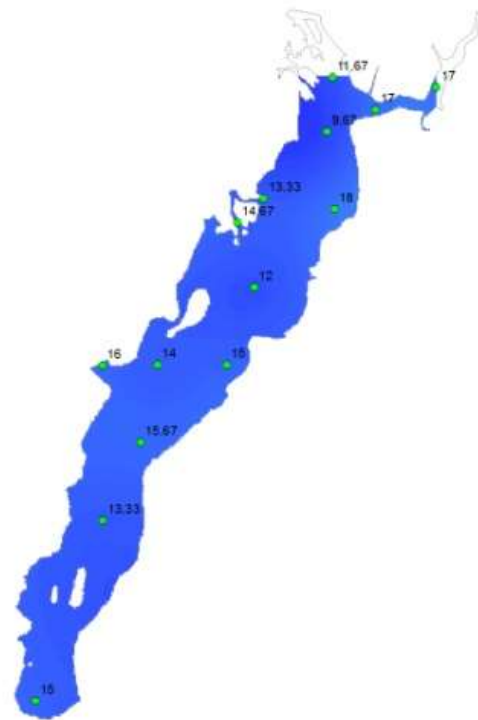


d) Vazante de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
Máxima: 41,0 / Mínima: 9,7 / Média: 21,5

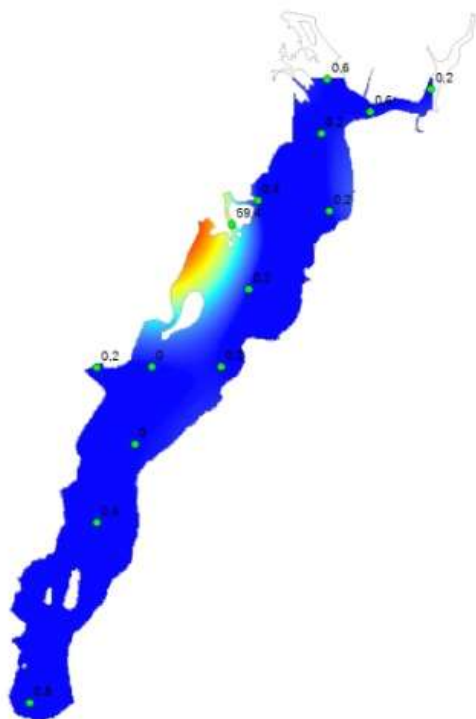
Anexo 21: Modelos de distribuição de MPO (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de janeiro de 2016.



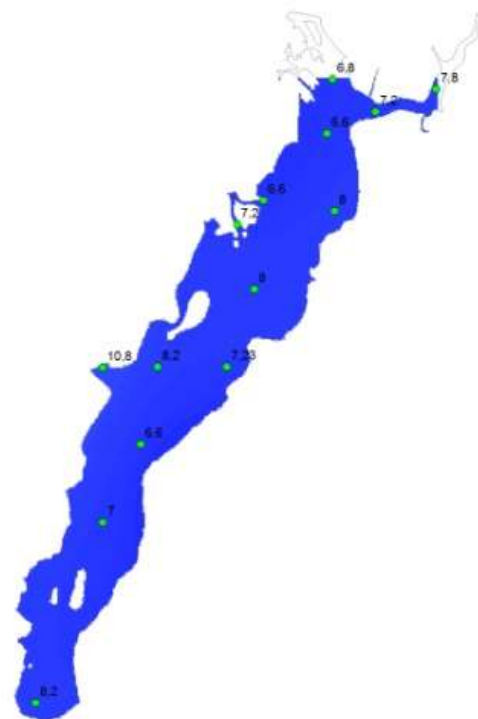
a) Enchente de sizígia - 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
Máxima: 37,6 / Mínima: 1,7 / Média:15,9



b) Vazante de sizígia - 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
Máxima: 18,0 / Mínima: 9,7 / Média:14,5

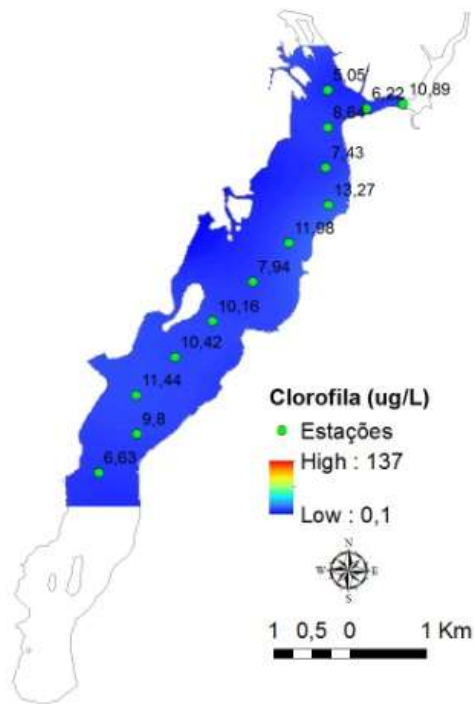


c) Enchente de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
Máxima: 59,4 / Mínima: 0,0 / Média: 4,5

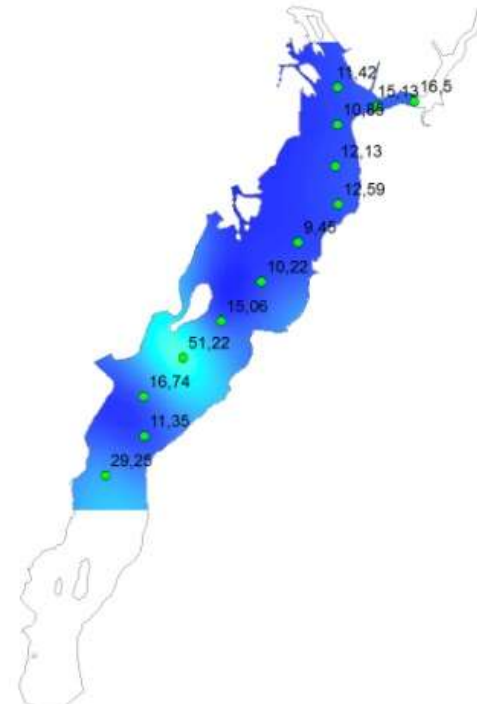


d) Vazante de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
Máxima: 10,8 / Mínima: 6,6 / Média: 7,6

Anexo 22: Modelos de distribuição de MPO (mg.L⁻¹) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de fevereiro de 2016.



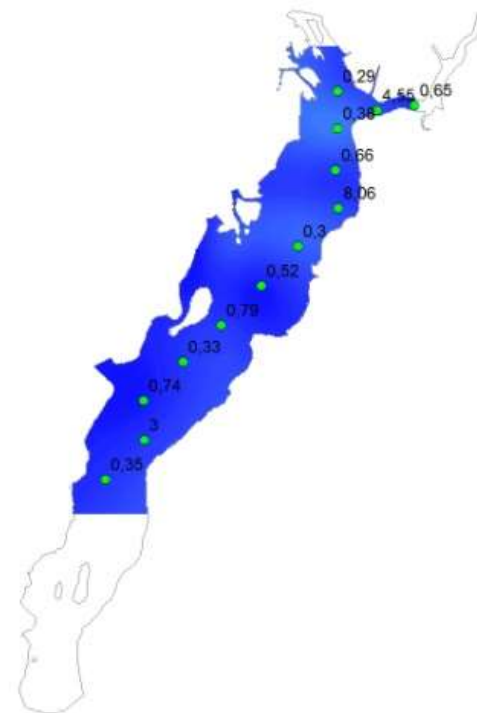
a) Enchente de sizígia - 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
Máxima: 13,3 / Mínima: 5,1 / Média:9,2



b) Vazante de sizígia - 26/10/2015 (Vazão:3,16 m³/s)
Máxima: 51,2 / Mínima: 9,5 / Média: 17,1

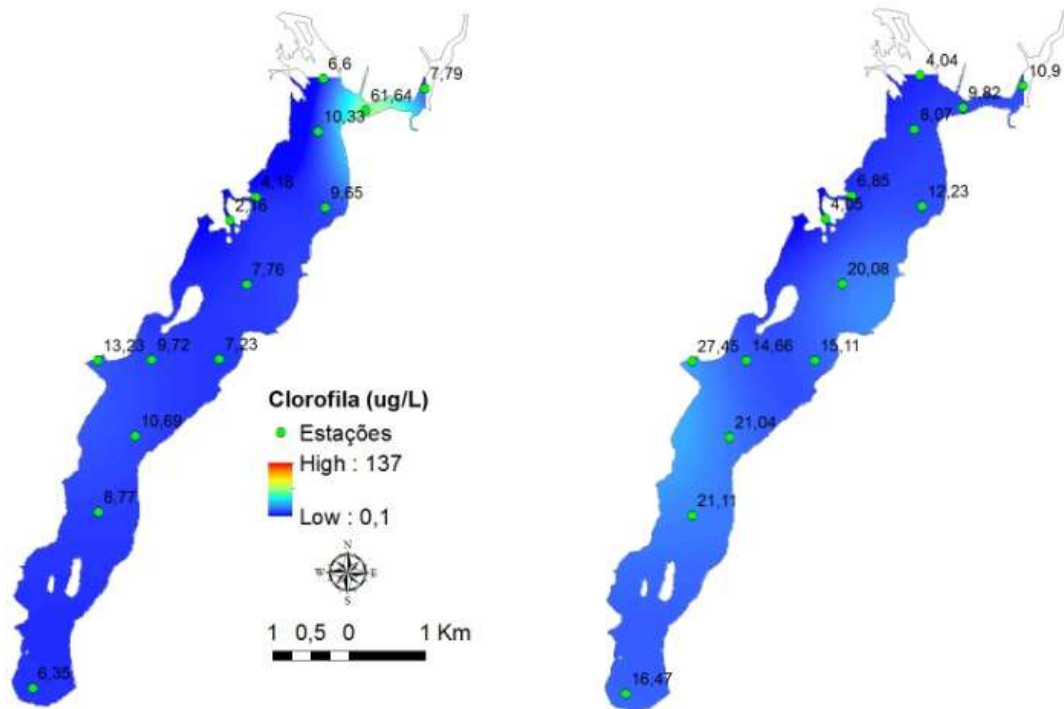


c) Enchente de quadratura - 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
Máxima: 21,5 / Mínima: 0,2 / Média: 4,4



d) Vazante de quadratura - 06/10/2015 (Vazão:3,23 m³/s)
Máxima: 8,1 / Mínima: 0,3 / Média: 1,6

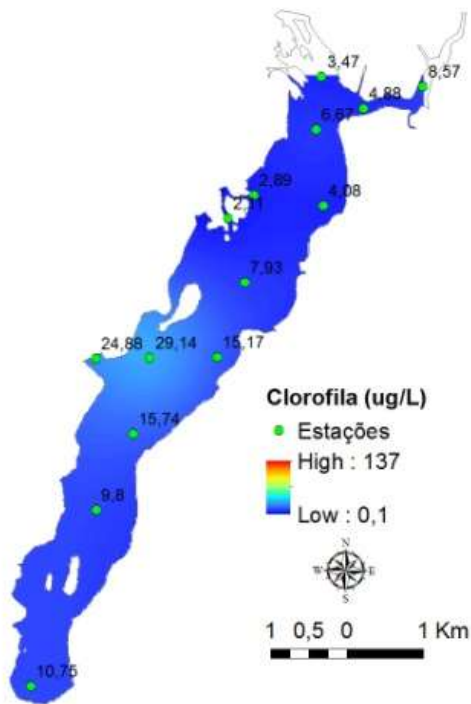
Anexo 23: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de outubro de 2015.



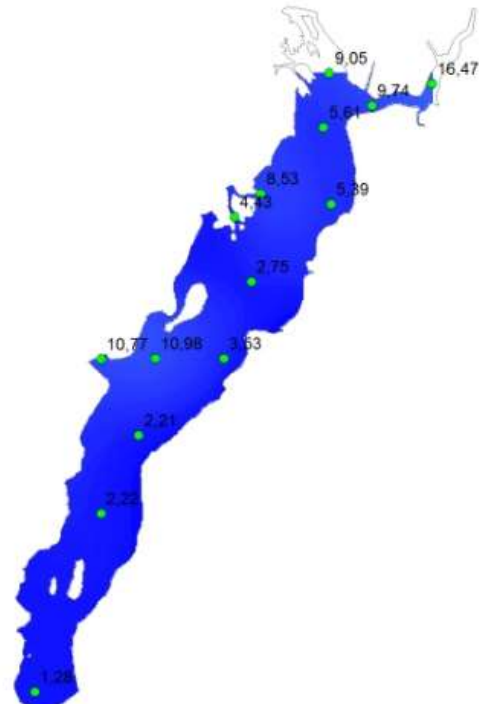
a) Enchente de sizígia - 21/11/2015 (Vazão:5,94 m³/s)
Máxima: 61,6 / Mínima: 2,2 / Média: 11,9

b) Vazante de sizígia - 21/11/2015 (Vazão:5,94 m³/s)
Máxima: 27,5 / Mínima: 4,0 / Média: 13,7

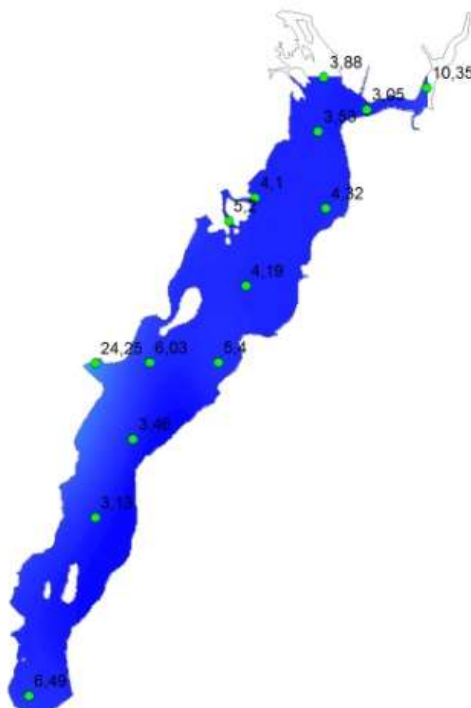
Anex 24: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) na SNSEBV: a) na enchente e b) na vazante da maré de , novembro de 2015.



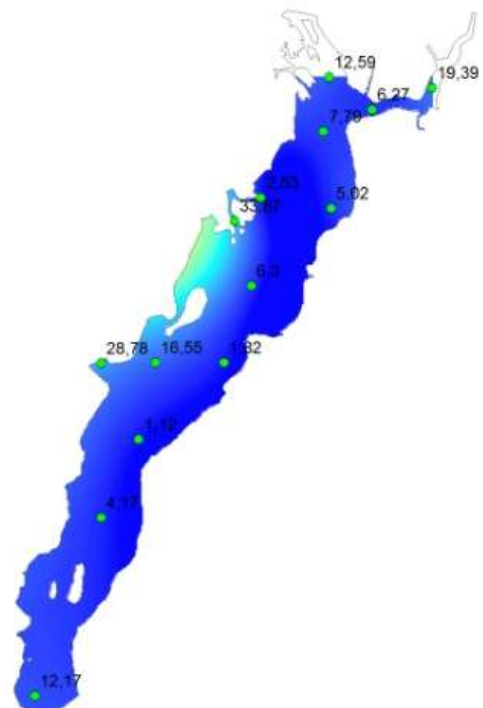
a) Eenchente de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
Máxima: 29,1 / Mínima: 2,1 / Média:10,4



b) Vazante de sizígia - 27/01/2016 (Vazão:37,79 m³/s)
Máxima: 16,5 / Mínima: 1,3 / Média: 6,6

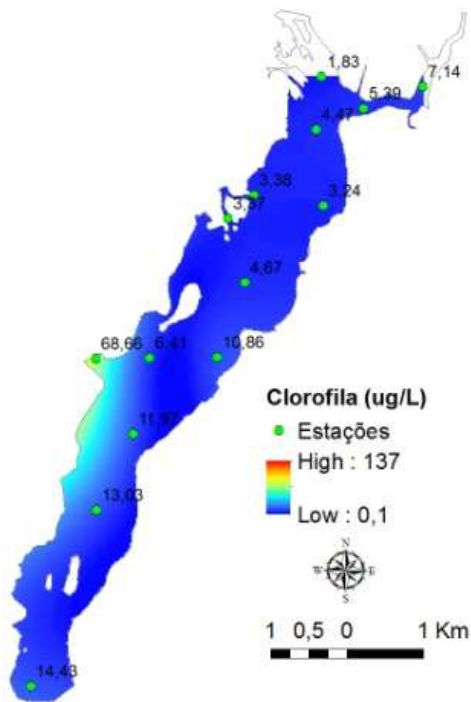


c) Eenchente de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
Máxima: 24,3 / Mínima: 3,1 / Média: 6,2

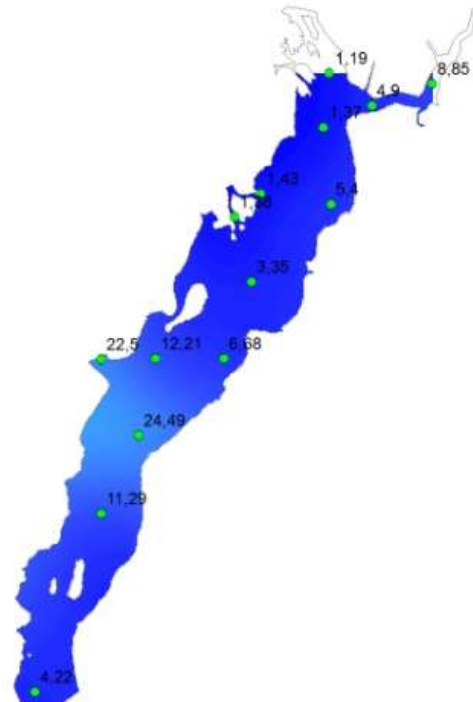


d) Vazante de quadratura - 19/01/2016 (Vazão:3,50 m³/s)
Máxima: 33,9 / Mínima: 1,1 / Média: 11,3

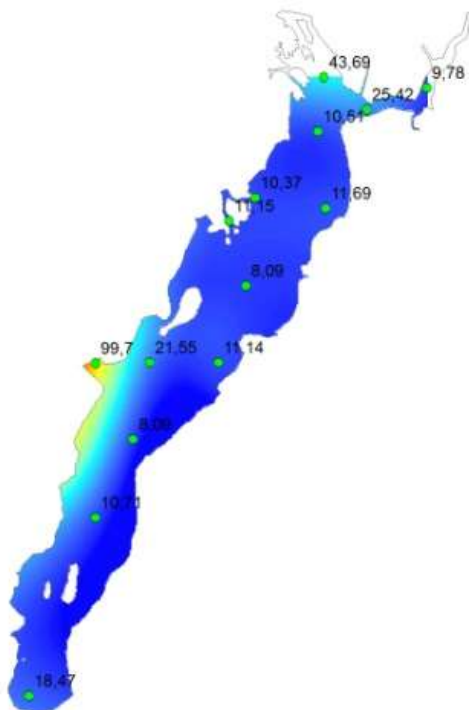
Anexo 25: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de janeiro de 2016.



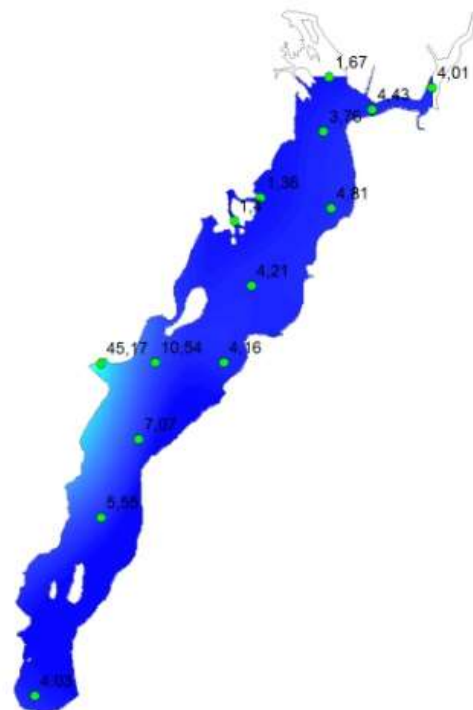
a) Enchente de sizígia 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
Máxima: 68,7 / Mínima: 1,8 / Média:11,4



b) Vazante de sizígia - 22/02/2016 (Vazão:sem dado)
Máxima: 24,5 / Mínima: 1,2 / Média: 7,8

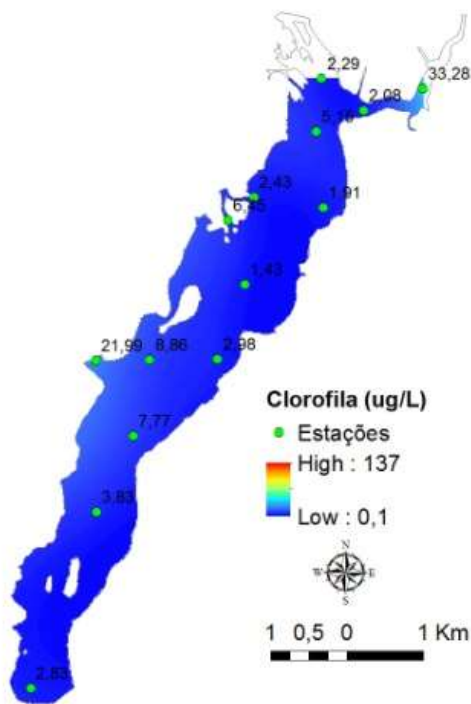


c) Enchente de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
Máxima: 99,7 / Mínima: 8,1 / Média: 21,5

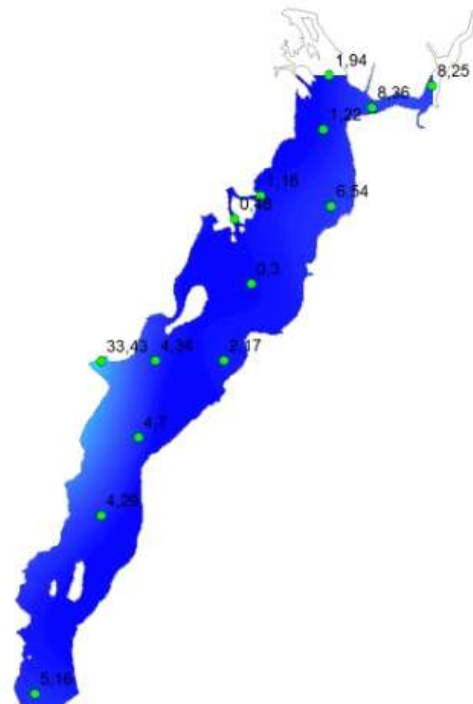


d) Vazante de quadratura - 14/02/2016 (Vazão:0,28 m³/s)
Máxima: 45,2 / Mínima: 1,4 / Média: 7,3

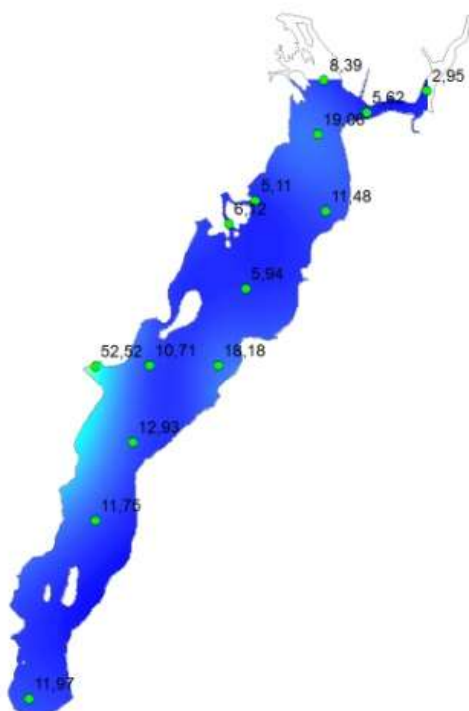
Anexo 26: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de fevereiro de 2016.



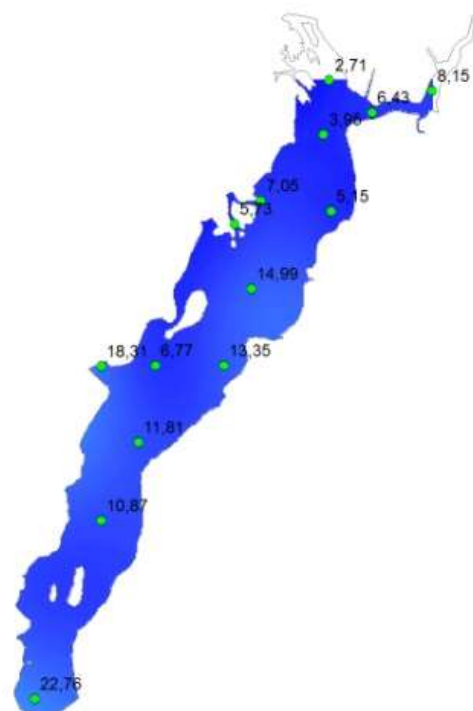
a) Enchente de sizígia - 07/03/2016 (Vazão:4,49 m³/s)
Máxima: 33,3 / Mínima: 1,4 / Média:7,4



b) Vazante de sizígia - 07/03/2016 (Vazão:4,49 m³/s)
Máxima: 33,4 / Mínima: 0,3 / Média: 5,9



c) Enchente de quadratura - 05/03/2016 (Vazão:4,13 m³/s)
Máxima: 52,5 / Mínima: 3,0 / Média: 13,1



d) Vazante de quadratura - 05/03/2016 (Vazão:4,13 m³/s)
Máxima: 22,8 / Mínima: 2,7 / Média: 9,9

Anexo 27: Modelos de distribuição de clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) na SNSEBV: a) e c) na enchente e b) e d) na vazante das marés de sizígia e quadratura de março de 2016.