



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



**APORTES DE ÁGUA E NUTRIENTES PARA O
SISTEMA ESTUARINO DA BAÍA DE VITÓRIA (ES):
SUBSÍDIOS PARA A GESTÃO AMBIENTAL
INTEGRADA.**

FERNANDO JAKES TEUBNER JUNIOR.

VITÓRIA

2016

FERNANDO JAKES TEUBNER JUNIOR

**APORTES DE ÁGUA E NUTRIENTES PARA O
SISTEMA ESTUARINO DA BAÍA DE VITÓRIA (ES):
SUBSÍDIOS PARA A GESTÃO AMBIENTAL
INTEGRADA.**

Tese 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 em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso.

VITÓRIA

2016

AGRADECIMENTOS

A minha esposa, Bethe, companheira de todas as horas e maior incentivadora, que não se importou de me dividir novamente com a pós-graduação, e a nossa filha, Nicole, que entendeu a necessidade de permanente aperfeiçoamento e que não reclamou da ausência naqueles que seriam os nossos períodos de lazer.

Ao Projeto de Pesquisa 'Ecohidrologia e gestão integrada de recursos hídricos do contínuo flúvio-estuarino do rio Santa Maria da Vitória (ES)', cujo apoio foi fundamental para execução desse estudo.

A Equipe da Agência Estadual de Recursos Hídricos – AGERH, em especial a Oceanógrafa Aline Serau, que não mediu esforços em possibilitar o meu acesso às informações da Agência, mesmo que em caráter provisório.

A chefia da Unidade Estadual do IBGE no Espírito Santo, na pessoa do Max Athayde Fraga (Chefe da Unidade Estadual) e Lionório Lisboa Duarte (Grupo de Planejamento Setorial), que possibilitaram a minha participação no presente estudo. Assim como a minha equipe na Supervisão de Base Territorial, cujo compromisso não deixou que as minhas ausências comprometessem o trabalho

A Oceanógrafa Tatiana Cappelletti Pereira Antunes pelo apoio no entendimento e preparação dos dados para as estimativas de emissões e ao prof. Dr. Francisco José de Paula Filho, pelo apoio nas discussões e revisão crítica das planilhas com os cálculos das estimativas de emissões de nutrientes.

Aos colegas da pós-graduação pela convivência, troca de ideias e experiências, que possibilitaram um melhor aproveitamento das disciplinas e fazer novos amigos.

Ao Oceanógrafo Tobial Betzel Cancian pelo apoio no processamento e classificação das imagens de satélite utilizadas no estudo.

Cabe lembrar do meu pai, Fernando Jakes Teubner (*in memoriam*), cujo amor pelo mar e esportes náuticos, que ele transmitiu para mim, começou justamente na Baía de Vitória.

E como agradecer ao Gilberto sem cair no lugar comum? Alguém que não poupou esforços em entender as minhas palavras e transformá-las em estudo científico, sempre procurando extrair o melhor, com incentivo permanente, acreditando e me fazendo acreditar. A sua permanente empolgação e envolvimento, sem perder o foco na qualidade do trabalho, são exemplos para todos nós. Com o fim da tese perco um orientador e ganho um amigo. Somente posso dizer: muito obrigado!

*...The sands of time were eroded by
The river of constant change.*

Firth of Fifth

Genesis

RESUMO

O Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV (42 km²) está localizado na porção centro-sul do estado do Espírito Santo, fazendo parte dos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra. A Baía de Vitória é o principal componente do sistema estuarino. Um conjunto de 10 bacias hidrográficas (1.925 km²), com destaque para a bacia do Rio Santa Maria da Vitória - SMV (1.563,3 km²), drenam para o SEBV. O objetivo desse estudo foi estimar os fluxos hidrológicos e de nutrientes das bacias hidrográficas para o sistema estuarino, bem como entender as relações existentes entre esses fluxos, a evolução do uso e ocupação da terra das bacias hidrográficas tributárias e a alteração da qualidade das águas do estuário. Estas informações subsidiaram a avaliação das ações de governança existentes e a sua efetividade, além de propor aprimoramentos. A ocupação no entorno do SEBV apresenta uma gama de características ambientais e culturais, que muitas vezes se mostram incompatíveis. A degradação ambiental é confirmada a partir de diferentes estudos realizados no SEBV, que constataram contaminação da água e sedimentos por metais pesados, hidrocarbonetos e microorganismos entéricos. As bacias tributárias do SEBV são objeto de um grande número de pedidos de outorga de uso dos recursos hídricos, sendo os usos muitas vezes conflitantes. A bacia do SMV é responsável por 80 % dos fluxos hidrológicos que aportam ao SEBV. As bacias hidrográficas compõem dois grupos: as bacias urbanas e densamente povoadas; e as bacias rurais com baixa densidade populacional e remanescentes florestais. As emissões estimadas de N e P das bacias para o SEBV correspondem a 10.783,7 e 5.480,4 ton.ano⁻¹, respectivamente, com a bacia do rio SMV responsável 80 e 89 % de N e P, respectivamente. A bacia do Canal da Passagem Sul – PSS, foi responsável pelas menores contribuições, com 1,1 e 0,6 % do total de N e P, respectivamente. Quando normalizadas por área, as maiores emissões estão associadas à bacia Praia da Costa e Canal – PC, 20,1 e 5,5 ton.km⁻².ano⁻¹ para N e P, respectivamente. As fontes antrópicas são responsáveis por 97 e 99 % das emissões totais de N e P, respectivamente, com as atividades pecuárias gerando 74,5 % do N e 88,0 % do P. A expansão urbana ocorrida na Grande Vitória no período 1970-2010 resultou em perda de áreas naturais (i.e., florestas) e seminaturais (i.e., agricultura e pecuária), com aumento das áreas urbano-industriais.

O Governo do Estado e os municípios possuem atuação em gestão das águas, em conjunto com os comitês de bacias e diferentes setores da sociedade. Entretanto, os resultados da governança não são satisfatórios, resultando em comprometimento da qualidade ambiental e na disponibilidade de água com qualidade e quantidade para manutenção dos serviços ecossistêmicos nas bacias tributárias e no SEBV. Os Programas implementados apresentam longos prazos entre a sua formulação e a sua implantação, assim como atrasos na execução. A baixa aderência da população, assim como escassas menções a integração do contínuo flúvio-estuarino, bem como a falta de conhecimento das relações causa-efeito do fluxo da bacia para o estuário, são fatores que comprometem a gestão integrada nas bacias tributárias do SEBV. O DPSIR mostrou-se eficaz como método para a integração dos resultados obtidos, de modo a compreender como as variáveis morfométricas, vazão específica, densidade de população, atividades produtivas, estimativas de emissões de N e P e a evolução e uso da terra nas bacias

tributárias podem afetar a qualidade ambiental do SEBV, subsidiando a elaboração de respostas de gestão. Agropecuária, urbanização e industrialização, captação de água para irrigação e consumo humano e industrial foram considerados os principais indutores nas bacias tributárias e no SEBV, resultando em pressões como desmatamento, o aumento da carga antrópica de nutrientes, o despejo de resíduos sólidos, esgoto doméstico e efluentes industriais, retirada de água, transposição de bacias e represamento fluvial. Como estratégias de gestão são propostas respostas de natureza regulatória, legislativa, corretiva, compensatória e preventiva. A partir dos resultados obtidos, constata-se que o cenário atual de qualidade ambiental encontrado no SEBV e bacias tributárias aponta para um quadro extremamente preocupante, condição a qual não se vislumbra alterações no médio prazo e que vem se agravando ao longo dos últimos anos. Um conjunto de Programas em execução projetam um cenário favorável a reversão desse quadro nos próximos anos, caso sejam efetivados.

Palavras-chaves: Contínuo flúvio-estuarino, Sistema Estuarino da Grande Vitória, DPSIR, Gestão Integrada.

ABSTRACT

The Vitória Bay Estuarine System - SEBV (42 km²) is located in the south central portion of the state of Espírito Santo, part of the municipalities of Vitória, Vila Velha, Cariacica and Serra. The Vitória Bay is the main component of the estuarine system. A set of 10 watersheds (1,925 km²), especially the Rio Santa Maria da Vitoria - SMV (1,563.3 km²), drain into the SEBV. The aim of this study was to estimate the hydrological flows and watershed nutrients to the estuarine system and understand the relationships between these flows, the evolution of land use and occupation of the tributary watersheds and the change in water quality of estuary. This information supported the evaluation of existing governance actions and their effectiveness, and to propose improvements. The occupation around the SEBV features a range of environmental and cultural characteristics that often show incompatible. Environmental degradation is confirmed from different studies in SEBV that found contamination of water and sediments by heavy metals, hydrocarbons and enteric microorganisms. The watersheds to SEBV are subject to a large number of grant applications of water resources, and conflicting uses. The SMV watershed is responsible for 80% of hydrological flows that contribute to SEBV. Watersheds comprise two groups: urban and densely populated; and rural with low population density and forests remainings. The estimated emissions of N and P from the watersheds to the SEBV correspond to 10,783.7 and 5,480.4 ton.year⁻¹, respectively, with the SMV watershed responsible for 80 and 89 % of N and P, respectively. The Canal da passage Sul was responsible for smaller contributions, with 1.1 and 0.6 % of the total N and P, respectively. When normalized by area, the higher emissions are associated with the Praia da Costa e Canal waterhed - PC, 20.1 and 5.5 ton.km⁻².year⁻¹ to N and P, respectively. Anthropogenic sources are responsible for 97 and 99 % of total emissions of N and P, respectively, with livestock activities generating 74.5 % of N and 88.0% of P. Urban expansion occurred in the Grande Vitória Metropolitan Region in the period 1970- 2010 resulted in the loss of natural areas (e.g., forests) and semi-natural (e.g, agriculture and pasture), and increase of urban-industrial areas.

The State Government and municipalities have water management in action, together with the watershed committees and different sectors of society. However, the results of governance are not satisfactory, resulting in impairment of environmental quality and availability of water quality and quantity for the maintenance of ecosystem services in watersheds and SEBV. The implemented programs have long delays between their formulation and its implementation, as well as delays in implementation. The low adherence of the population, as well as scarce mentions the integration of fluvial and estuarine continuum, and the lack of knowledge of cause-effect of watersheds flow to the estuary, are factors that compromise the integrated

management in watersheds and SEBV. The DPSIR proved effective as a method for integrating the results obtained, in order to understand how the morphometric variables, specific flow rate, population density, productive activities, N and P emissions estimates and the development and land use in the watersheds may affect the environmental quality of SEBV, supporting the development of management responses. Agriculture, urbanization and industrialization, water catchment for irrigation and human and industrial consumption were considered the main drivers in watersheds and SEBV, resulting in pressures such as deforestation, increased anthropogenic nutrient loading, dumping of solid waste, sewage and industrial wastewater, water withdrawal, transposition of watersheds and river damming. As management strategies are proposed regulatory, legislative, corrective, compensatory and preventive actions. From the results, it appears that the current situation of environmental quality found in SEBV and watersheds points to an extremely worrying situation, a condition which we do not see changes in the medium term and that has worsened over the past few years. A set of programs running projects a favorable scenario to reverse this situation in the coming years, if they are hired.

Key words: *fluvial and estuarine continuum, Vitória Bay Estuarine System, DPSIR, Integrated Management.*

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Bases de dados espacial utilizada.	21
Tabela 2: Estatística descritiva de variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas da porção norte do SEBV no período de set/2009 a maio/2010 (Barroso <i>et al.</i> , 2015).	27
Tabela 3: Potenciais aportes de DBO e nutrientes à Baía de Vitória em 2006 (Cassini, 2011).	35
Tabela 4: UCs que compõem o Mosaico de Áreas protegidas do Manguezal da Baía de Vitória (IPEMA, 2010).	42
Tabela 5: Área (km ²) das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	47
Tabela 6: Áreas dos municípios nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	48
Tabela 7: Área (km ²) e porcentagem dos municípios dentro dos limites das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	49
Tabela 8: Unidades Geomorfológicas das bacias hidrográficas do SEBV (Baseado em Coelho <i>et al.</i> , 2012 e Coelho <i>et al.</i> , 2013).	51
Tabela 9: Casses de solos das bacias hidrográficas do SEBV.	52
Tabela 10: Barragens de regulação do SMV (disponível em www.edp.com.br).	54
Tabela 11: População das bacias hidrográficas do SEBV, baseado nos dados do Censo populacional de 2010 (IBGE, 2011).	55
Tabela 12: Uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas do SEBV para o ano de 2010.	56
Tabela 13: Concentrações de NT (mg.L ⁻¹) nas estações do IQA em 2014 (AGERH, 2014 ^a).	59
Tabela 14: Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão da razão NT:PT dos rios tributários do SEBV.	60
Tabela 15: Pedidos de outorgas para uso da água nas bacias hidrográficas do SEBV no ano de 2014 (AGERH, 2014b).	64
Tabela 16: Situação dos pedidos de outorga nas bacias, em maio de 2014 (AGERH, 2014b).	64
Tabela 17: Pedidos de outorga com finalidade de diluição e efluentes e irrigação por bacia hidrográfica. (AGERH, 2014b).	65
Tabela 18: Volumes de Captação superficial nas bacias (AGERH, 2015a; CESAN, 2015b).	67
Tabela 19: Principais programas com ação em recursos hídricos implementados nas bacias hidrográficas do SEBV e sua situação em agosto de 2016.	69
Tabela 20: Bases de dados espacial utilizada.	81
Tabela 21: Classes de declividade (%), conforme EMBRAPA (1979).	83
Tabela 22: Concentrações de N e P nos solos (mg.kg ⁻¹). (De Paula Filho <i>et al.</i> , 2015a.).	87
Tabela 23: Classes de solos das bacias e respectivas áreas (extraído de EMBRAPA, 1978).	88
Tabela 24: Áreas de Vegetação (natural ou plantada) nas bacias (extraído de Lorena <i>et al.</i> , 2013).	89
Tabela 25: População das bacias do SEBV, para o Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011).	91
Tabela 26: Áreas urbanas nas Bacias Hidrográficas.	91
Tabela 27: Fatores de destinação adequada de Resíduos Sólidos. Fonte: ABRELPE (2014) e SNIS (2015).	92

Tabela 28: Recomendações de aplicações de fertilizantes ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) e perdas estimadas (%). (EMBRAPA, (2015), Lacerda <i>et al.</i> , (2008), De Paula Filho <i>et al.</i> , (2015a).	93
Tabela 29: Áreas de cultura (ha) nos municípios nas bacias tributárias do SEBV. IBGE, 2015b.	94
Tabela 30: Áreas de cultura nas bacias.	94
Tabela 31: Áreas de culturas das bacias e suas distribuições nos municípios.	95
Tabela 32: Produção diária de esterco ($\text{kg}\cdot\text{animal}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$) e concentração estimada de N e P, conforme compilado em De Paula Filho <i>et al.</i> , (2015a).	95
Tabela 33: Número de animais por rebanho nos municípios do SEBV (IBGE, 2015c).	96
Tabela 34: Porcentagem das áreas dos municípios das bacias com atividades de criação animal.	96
Tabela 35: Emissão de amônia por tipo de criação animal (De Paula Filho <i>et al.</i> , 2015a).	97
Tabela 36: Concentrações de N e P ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) utilizados nas estimativas de cargas de nutrientes (médias anuais referentes às 4 campanhas trimestrais do ano de 2014). AGERH, 2014a.	97
Tabela 37: Características morfométricas das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	99
Tabela 38: Classes de declividade nas bacias do SEBV em km^2 e contribuição relativa em %.	101
Tabela 39: Médias mensais de precipitação (mm) nas estações pluviométricas situadas nas bacias, 1950-2013. (HIDROWEB/ANA, 2015).	108
Tabela 40: Estatística descritiva das vazões mensais máximas, mínimas e médias ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) no SMV, estação 57130000 (Santa Leopoldina), no período de 1950 a 2014. (HIDROWEB/ANA, 2015).	109
Tabela 41: Vazões estimadas ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$) para as bacias do SEBV.	111
Tabela 42: Vazão específica ($\text{m}^3\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$) calculada para as bacias.	114
Tabela 43: Coeficientes de exportação de nutrientes (N e P em $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$) baseado em Rast & Lee (1978) e Lee <i>et al.</i> (1978).	115
Tabela 44: Coeficientes de exportação de nutrientes ($\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$), conforme Marsh (1991).	115
Tabela 45: Estimativas de emissões de N ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$) das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	116
Tabela 46: Estimativas de emissões de P ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$) das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	117
Tabela 47: Participação percentual das emissões de N e P por bacia hidrográfica.	118
Tabela 48: Contribuições relativas para cada uma das diferentes fontes de emissões de N e P.	119
Tabela 49: Emissões totais de N e P ($\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$).	122
Tabela 50: Contribuições específicas por categoria de emissões de N e P ($\text{ton}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{ano}^{-1}$).	122
Tabela 51: Características da Bacias PC, ITA e PSS.	123
Tabela 52: Variáveis utilizadas na análise de componentes principais (ACP) e Análise de Agrupamento.	124
Tabela 53: Contribuições relativas das variáveis morfométricas, densidade da população, vazões específicas, uso da terra e estimativas totais de emissões de N e P das bacias tributárias do SEBV.	125

Tabela 54: Concentrações de N e P (mg.L^{-1}) utilizados nas estimativas de cargas de nutrientes (médias anuais referentes às 4 campanhas trimestrais ao longo do ano de 2014). AGERH, 2014a.	129
Tabela 55: Vazões ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) estimadas pelo método pluviosidade –vazão.	129
Tabela 56: Estimativas de fluxos de N e P (ton.ano^{-1}), baseados em fatores de emissão (este estudo) e nos valores <i>in situ</i> (equação de Wagner, 2009) e razão obtida.	130
Tabela 57: Estimativas de carga de N e P para o Rio Santa Maria da Vitória.	131
Tabela 58: Média anual do Índice de Qualidade das Águas – IQA para os rios tributários do SEBV, 2014.	131
Tabela 59: Resultados do IQA (Fonte AGERH, 2014a).	132
Tabela 60: Resultados de N Total (mg.L^{-1}). Fonte: AGERH, 2014a.	133
Tabela 61: Classificação das bacias hidrográficas baseado em fluxos de N e P (Meybeck <i>et al.</i> , 2006).	134
Tabela 62: Classificação das bacias do SEBV conforme proposto em Meybeck <i>et al.</i> , (2006)	134
Tabela 63: Faixas de desenvolvimento humano (Atlas Brasil, 2015).	145
Tabela 64: Base de dados socioeconômicos utilizada	145
Tabela 65: Imagens selecionadas para o processamento	146
Tabela 66: População dos municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV (IBGE, 2011).	149
Tabela 67: Evolução da população nos municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV. (IBGE, Censos demográficos 1970, 1980, 1991, 2000 e 2010).	151
Tabela 68: Participação dos municípios no PIB Estadual em % - 1999 a 2010 (IJSN, 2015).	154
Tabela 69: PIB Municipal per capita em R\$ - 1999 a 2010 (IJSN, 2015).	155
Tabela 70: Posição dos municípios no ranking estadual do PIB <i>per capita</i> (IJSN, 2015).	156
Tabela 71: Contribuição (%) dos principais setores da economia para o PIB dos municípios (IJSN, 2015)	156
Tabela 72: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal dos municípios das bacias tributárias do SEBV. (Atlas Brasil, 2015; IJSN, 2015).	157
Tabela 73: Destinação de efluentes domésticos nos municípios das bacias tributárias do SEBV (IBGE, 2011)	158
Tabela 74: Destinação de efluentes domésticos por município, conforme a CESAN (CESAN, 2015b).	158
Tabela 75: Áreas dos compartimentos da paisagem nos diferentes períodos mapeados.	159
Tabela 76: Tabulação cruzada (<i>area cross tabulation</i>) dos compartimentos da paisagem das bacias tributárias do SEBV em 1987 e a sua correspondência no mapeamento de 2013.	160
Tabela 77: Alterações nos compartimentos da paisagem, 1987–2013 para as bacias hidrográficas tributárias do SEBV. As bacias foram ordenadas em função da porcentagem de incremento ou redução das áreas originais em cada compartimento da paisagem.	164
Tabela 78: Áreas urbanas em 1978 e 2010 e expansão (km^2 e %).	167
Tabela 79: Situação institucional dos municípios das bacias do SEBV (IBGE, 2013).	170

Tabela 80: Componentes do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem (Espírito Santo, 2013).	173
Tabela 81: Descritivos dos componentes e subcomponentes com atuação em recursos hídricos nas bacias tributárias do SBV pelo do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem (Espírito Santo, 2013).	174
Tabela 82: Intervenções de esgotamento sanitário de acordo com o Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem * (Espírito Santo, 2013).	174
Tabela 83: Objetivos específicos do Programa Reflorestar (SEAMA, 2015).	179
Tabela 84: Avaliação dos resultados dos programas de gestão dos usos da terra e das águas nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV identificados.	180
Tabela 85: Características dos diferentes tipos de cenários avaliados (adaptado de Ledoux <i>et al.</i> , 2005).	194
Tabela 86: Variáveis morfométricas, vazão específica, densidade de população, estimativas de emissões de N e P e uso da terra nas bacias tributárias ao SEBV.	198
Tabela 87: Indicadores selecionados para análise com a abordagem DPSIR.	201
Tabela 88: Qualificação dos <i>Drivers</i> e <i>Pressures</i> com base nos critérios propostos por Ohi <i>et al.</i> , (2009).	203
Tabela 89: População das bacias do SEBV em 2010 (Baseado em IBGE, 2011).	205
Tabela 90: Contribuições totais (ton.ano ⁻¹) e relativas (%) das emissões de N e P para o SEBV pelas bacias tributárias.	209
Tabela 91: Contribuições relativas das diferentes fontes de emissões de N e P.	209
Tabela 92: Contribuições totais (ton.ano ⁻¹) e relativas (%) das emissões de N e P oriundas do efluente doméstico para o SEBV pelas bacias tributárias.	210
Tabela 93: Emissões específicas de N e P por área (ton.km ⁻² .ano ⁻¹) das bacias tributárias do SEBV.	210
Tabela 94: Classificação dos <i>indutores</i> de pressões ambientais para o SEBV.	211
Tabela 95: Qualificação das <i>Pressões</i> existentes nas bacias tributárias e no SEBV.	213
Tabela 96: Resultados do Índice de Qualidade das Águas - IQA, média anual no período de 2009 a 2014, nas estações de amostragem à jusante nos rios tributários do SEBV (AGERH, 2014a).	216
Tabela 97: Resultados de salinidade (PSU) média, máxima e mínima mensais, obtidos por Leite (em desenvolvimento) na porção norte do SEBV, com os respectivos valores de vazão (média mensal, m ³ .s ⁻¹) no SMV e pluviosidade mm (média mensal).	221
Tabela 98: Pressões, indutores e variáveis de estado identificados.	222
Tabela 99: Metas intermediárias de tratamento de esgoto doméstico e previsão de alcance do enquadramento (adaptado de AGERH, 2015a).	229
Tabela 100: Pedidos de outorgas e finalidade nas bacias (AGERH, 2014b).	231
Tabela 101: Classes de uso da terra (30m das margens) localizadas no entorno dos rios das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	240

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: As principais fontes e relações de governança (adaptado de Olsen <i>et al.</i> , 2009).	8
Figura 2: Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV.	10
Figura 3: Bacias hidrográficas tributárias para o SEBV.	11
Figura 4: Fluxograma de etapas do estudo. As cores das linhas representam as etapas consideradas em cada capítulo da tese.	13
Figura 5: Diagrama das etapas de delimitação e caracterização dos SEBV e bacias hidrográficas.	19
Figura 6: Setores censitários identificados para a área de estudo.	20
Figura 7: Exemplo de alocação de setores censitários nos limites das bacias.	21
Figura 8: Geomorfologia do entorno do SEBV. Baseado em Coelho <i>et al.</i> , (2012) e Coelho <i>et al.</i> , (2013).	23
Figura 9: Pluviosidade média mensal (mm) na região do SEBV (Estação Vitória, 1950-2013).	24
Figura 10: Modelos de distribuição de variáveis descritoras da qualidade da água na porção norte do SEBV, segundo Barroso <i>et al.</i> , (2015): a) salinidade PSU); b) Material particulado em suspensão - MPS (mg.L^{-1}); c) nitrogênio inorgânico dissolvido – NID ($\mu\text{g.L}^{-1}$); d) fósforo total - PT_1 ($\mu\text{g.L}^{-1}$); e) clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$).	27
Figura 11: Processos sedimentares no SEBV (Veronez Jr., 2009).	31
Figura 12: Principais fontes de poluição pontual por esgotos domésticos <i>in natura</i> e pluviais para o SEBV. Os pontos representam a região onde existem galerias pluviais que aportam cargas orgânicas. Baseado em Alves (2008), De Moraes (2008), Cassini (2011) e AGERH (2015a).	36
Figura 13: ETE de Camburi, bairros abrangidos e local de despejo do efluente final.	37
Figura 14: Localização do complexo portuário e uso e ocupação no entorno do SEBV.	40
Figura 15: Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória (IEMA, 2015).	42
Figura 16: Bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	46
Figura 17: Limites das Bacias do Canal da Passagem: Norte e Sul.	47
Figura 18: Altimetria das Bacias em conjunto com a representação do relevo.	50
Figura 19: Unidades Geomorfológicas das bacias hidrográficas do SEBV. Baseado em Coelho <i>et al.</i> , (2012) e Coelho <i>et al.</i> , (2013).	51
Figura 20: Casses de solos das bacias hidrográficas do SEBV, baseado em EMBRAPA (1978).	53
Figura 21: Mapa de uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas do SEBV, para o ano de 2010.	55
Figura 22: Média anual do Índice de Qualidade das Águas – IQA do ano de 2014 das estações mais a jusante dos rios tributários do SEBV, 2014.	57
Figura 23: Resultados do IQA para as estações à jusante dos rios tributários do SEBV (AGERH, 2014a).	58
Figura 24: Concentrações de fósforo total (mg.L^{-1}) e limite da Resolução CONAMA Nº 357 para classe 1 de águas salobras (AGERH, 2014a).	58
Figura 25: Médias anuais dos resultados do IQA (a) e razão NT:PT (b) para o período 2012 a 2014. Médias anuais.	60

Figura 26: Correlação das concentrações de N e P na Bacia do Rio Aribiri. Regressão Linear de N e P para a estação ARI1C001, no Rio Aribiri.	61
Figura 27: Localização e finalidades das solicitações de outorga até maio 2014 nas bacias hidrográficas do SEBV (AGERH, 2014b).	65
Figura 28: Localização dos principais usos das águas nas bacias hidrográficas do SEBV (AGERH, 2015a; CESAN, 2015b).	66
Figura 29: Vazão fluvial ($m^3.s^{-1}$) na foz do Rio Santa Maria da Vitória, ponto de captação da CESAN. Vazão Média anual em jun/15: $9,07 m^3.s^{-1}$; Vazão Crítica $3,8 m^3.s^{-1}$ (AGERH, 2015c).	67
Figura 30: Fluxograma das etapas desenvolvidas para caracterização da hidrografia, morfometria e hidrologia das bacias tributárias do SEBV.	80
Figura 31: Localização das estações pluviométricas utilizadas.	84
Figura 32: Localização das estações pluviométricas nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV. Também são localizadas as estações de medição de vazão no Rio Santa Maria da Vitória.	85
Figura 33: Exemplo de alocação de setores censitários, Censo Demográfico Nacional de 2010, nos limites das bacias hidrográficas.	90
Figura 34: Declividade (%) das bacias hidrográficas. a) Canal da Passagem Norte – PSN. b) Mestre Álvaro-Contorno - MAC; c) Aribiri – AR; d) Praia da Costa e Canal – PC.	102
Figura 35: Declividade (%) das bacias hidrográficas. a) Rio Itanguá – ITA; b) Marinho-Formate; c) Passagem Sul.	103
Figura 36: Declividade (%) das bacias hidrográficas: a) Rio Santa Maria da Vitória - SMV; b) Rio Bubú – BU; c) São Pedro – Santo Antônio – SPA.	104
Figura 37: Médias mensais de precipitação nas estações das bacias, 1950-2013 (HIDROWEB/ANA, 2015). O padrão pluviométrico é assim caracterizado: > 100 mm meses úmidos; entre 100 e 50 mm transição; < 50 mm meses secos.	108
Figura 38: Regressão linear entre as médias mensais de pluviosidade e vazão (estação 57130000 - Santa Leopoldina). (dados transformados em $\log +1$).	109
Figura 39: Modelo de pluviosidade (mm) considerando o período de 1950-2013 nas bacias hidrográficas do SEBV: a) médias para o mês de agosto; b) médias para o mês de dezembro; c) total anual.	111
Figura 40: Vazões médias, máximas e mínimas mensais (1950 -2014) no rio Santa Maria da Vitória (estação 57130000, Santa Leopoldina). Os valores ao lado das setas indicam as vazões máximas e mínimas mensais, respectivamente.	112
Figura 41: Estimativas totais de emissões ($ton.ano^{-1}$) de N (a) e P (b). O Tamanho das setas é proporcional ao valor da estimativa em relação as demais bacias	118
Figura 42: Emissões totais de N e P por área ($ton.km^{-2}.ano^{-1}$).	121
Figura 43: Análise de componente principal (ACP) das variáveis morfométricas, densidade da população, vazões específicas, uso da terra e estimativas de emissões de N e P.	126
Figura 44: Análise de agrupamento cluster. Dados transformados em $LOG_{(x+3)}$ e agrupados de acordo com o coeficiente de correlação de Pearson.	128
Figura 45: Resultados do monitoramento - fósforo total ($mg.L^{-1}$), em 2014. (Fonte: AGERH, 2014a).	132
Figura 46: Resultados de NT comparados com o limite de N amoniacal para águas salobras da classe 1.	133

Figura 47: Fluxograma das etapas desenvolvidas na caracterização socioeconômica e governança do contínuo flúvio-estuarino.	144
Figura 48: Municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	148
Figura 49: Taxa de crescimento anual da população, 1970 – 2010, nos municípios das bacias hidrográficas.	152
Figura 50: Taxa de crescimento anual da população, segmentado por décadas, nos municípios das bacias hidrográficas.	153
Figura 51: Compartimentos da paisagem nos anos de 1987 (a) e 2013 (b), nas bacias tributárias do SEBV.	159
Figura 52: Taxas de alteração (%) nos compartimentos das paisagens no período de 1987-2013 nas bacias tributárias do SEBV.	165
Figura 53: Manchas urbanas em 1978 e 2010. Conforme Cartas Topográficas do IBGE, esc: 1:50.000 e Lorena <i>et al.</i> , (2013).	166
Figura 54: Arranjo Institucional do SIGERH do Espírito Santo (reproduzido de AGERH, 2015a).	167
Figura 55: Limites do Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória (IEMA, 2015).	175
Figura 56: Limites do Corredor Duas Bocas-Mestre Álvaro, com destaque para as UCs (adaptado de Projeto Corredores Ecológicos, 2006).	177
Figura 57: Enquadramento das águas das bacias Hidrográficas do SEBV. a) região hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória; b) região hidrográfica do Rio Jucu. (AGERH, 2015a).	178
Figura 58: Aspectos da estrutura e exemplos de indicadores do DPSIR em uma abordagem hipotética (Zamboni <i>et al.</i> , 2010; Lélis, 2010; Barroso <i>et al.</i> , 2012).	192
Figura 59: Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV, na Grande Vitória.	196
Figura 60: Bacias hidrográficas tributárias do SEBV.	197
Figura 61: Fluxograma das etapas desenvolvidas no Capítulo 5: Abordagem DPSIR como estratégia analítica e priorização de ações de gestão para o SEBV e bacias tributárias.	200
Figura 62: Diagrama das etapas desenvolvidas na implementação da abordagem DPSIR para o SEBV e bacias tributárias.	202
Figura 63: Relações existentes para o sistema flúvio-estuarino do SEBV (Modificado de Kroeze <i>et al.</i> , 2009).	204
Figura 64: Taxa de crescimento anual da população, 1970 – 2010, nos municípios das bacias hidrográficas.	206
Figura 65: Resultados de MPS (mg.l^{-1}) e Turbidez (UNT) na porção norte do SEBV e correspondentes valores de pluviosidade médias (mm) no mês de amostragem. Valores médios mensais.	218
Figura 66: a: Imagem do satélite DigitalGlobe do SEBV após as chuvas extremas do mês de dezembro de 2013. Fonte: Google Earth, 26/12/2013. b: Imagem satélite DigitalGlobe do SEBV em situação de baixa pluviosidade. Fonte: Google Earth, 14/06/2015.	219
Figura 67: Relações encontradas a partir da aplicação da abordagem DPSIR para o SEBV (baseado em Zamboni <i>et al.</i> , 2010, Lélis, 2010; Barroso <i>et al.</i> , 2012 e Gonçalves, 2015).	235

SUMARIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 NATUREZA DO PROBLEMA	1
1.2 ÁREA DE ESTUDO	10
1.3 HIPÓTESE	11
1.4 OBJETIVOS	12
1.5 ESTRUTURA DA TESE	12
2 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA ESTUARINO DA BAÍA DE VITÓRIA – SEBV E BACIAS HIDROGRÁFICAS TRIBUTÁRIAS	16
2.1 INTRODUÇÃO	16
2.2 METODOLOGIA	18
2.3 RESULTADOS	22
2.3.1 Caracterização do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV	22
2.3.2 Caracterização do sistema de drenagem do SEBV	46
2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	70
3 HIDROGRAFIA, MORFOMETRIA E HIDROLOGIA DAS BACIAS TRIBUTÁRIAS DO SEBV	73
3.1 INTRODUÇÃO	73
3.2 METODOLOGIA	79
3.2.1 Hidrografia e morfometria das bacias hidrográficas tributárias	80
3.2.2 Pluviosidade	83
3.2.3 Hidrologia fluvial	85
3.2.4 Estimativas das emissões de nutrientes (N e P)	86
3.2.5 Estimativas dos fluxos de nutrientes (N e P)	97
3.2.6 Análises estatísticas	98
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
3.3.1 Morfometria das bacias hidrográficas tributárias	98
3.3.2 Hidrologia das bacias hidrográficas tributárias	107
3.3.3 Estimativas de Emissões de N e P: Contribuições naturais e antrópicas	114
3.3.4 Análise de Componentes Principais	123
3.3.5 Estimativas de fluxos de N e P	129
3.4 CONCLUSÕES	135
4 SOCIOECONOMIA E GOVERNANÇA DO CONTÍNUO FLUVIO-ESTUARINO	138
4.1 INTRODUÇÃO	138

4.2 METODOLOGIA	144
4.2.1. Dados socioeconômicos	145
4.2.2 Evolução do uso da terra (1980 – 2010)	146
4.2.3 Governança	147
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	148
4.3.1 Evolução dos Indicadores socioeconômicos: 1970 a 2010	148
4.3.2 Evolução do uso da terra: 1980-2010	159
4.3.3 Análise da governança: Aspectos Legais e estrutura de gestão	167
4.4 Análise integrada: subsídios à governança sustentável	181
4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS	185
5 ABORDAGEM DPSIR COMO ESTRATÉGIA ANALÍTICA E PRIORIZAÇÃO DE AÇÕES DE GESTÃO PARA O SEBV E BACIAS TRIBUTÁRIAS	188
5.1 INTRODUÇÃO	188
5.2 DPSIR NAS BACIAS DO SEBV	195
5.2.1 Sistema Estuarino da baía de Vitória - SEBV	195
5.3 METODOLOGIA	199
5.3.1 Estrutura do DPSIR	200
5.3.2 Classificação dos <i>Drivers</i> (Indutores) e <i>Pressures</i> (Pressões)	202
5.3.3 Cenários	203
5.4 APLICAÇÃO DA ABORDAGEM DPSIR NAS BACIAS TRIBUTÁRIAS DO SEBV	204
5.4.1 Indutores	205
5.4.2 Pressões e Estado	212
5.4.3 Impactos	223
5.4.4 Respostas de Gestão	226
5.5 CENÁRIOS	236
5.6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	241
6 CONCLUSÕES	244
7 RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS	254
8 REFERÊNCIAS	256

1. INTRODUÇÃO

1.1 NATUREZA DO PROBLEMA

Os rios são as principais vias de fluxo dos materiais dos continentes para os oceanos. O material de origem no intemperismo de rochas e solos é transportado pelo fluxo de água drenado em bacias hidrográficas. O entendimento das causas e efeitos na bacia hidrográfica e estuário é dependente de uma análise de dados históricos (fisiografia, hidrologia, sócio economia) e sua comparação com as condições atuais (Knoppers *et al.*, 2009), sendo necessário a identificação e dimensão dos processos nela atuantes.

A bacia hidrográfica como unidade de planejamento para gestão de águas interiores e costeiras é o atual paradigma de gestão de recursos hídricos (Burton, 2003; Nakamura, 2003; Coccossis, 2004; Mitchell, 2005; Fenemor *et al.*, 2011; Santana & Barroso, 2014). Isso se deve a bacia hidrográfica constituir um sistema natural de drenagem fluvial bem delimitado geograficamente, onde os processos biogeoquímicos podem ser integrados a priori pelo *input* e *output* de fluxos hidrológicos. Desse modo, as bacias hidrográficas podem ser tratadas como unidades geográficas, onde os recursos naturais são integrados. Além disso, constitui-se uma unidade espacial de fácil reconhecimento e caracterização, considerando que “não há qualquer área de terra, por menor que seja, que não se integre a uma bacia hidrográfica e, quando o problema central é água, a solução deve estar estreitamente ligada ao seu manejo e manutenção” (Santos, 2004). Deve-se, ainda, ressaltar que tendo a bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento, diversos instrumentos legais e de gestão foram desenvolvidos, como a Política e o Plano Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997), Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (Brasil, 1988), Zoneamento Ecológico-Econômico (Brasil, 2002), Planos Diretores Municipais, além da implantação de comitês de bacias.

Conforme ressaltaram Crossland *et al.*, (2005) e Milliman & Farnsworth (2011), a zona costeira e suas bacias hidrográficas interagem funcionalmente por meio de fluxos hidrológicos de água doce, sedimentos e substâncias dissolvidas, formando um contínuo fluvial-marinho costeiro. Estes sistemas muitas vezes se encontram sob severas pressões ambientais, resultantes de indutores antrópicos, como urbanização, industrialização, mineração e produção agrícola ao longo da bacia de drenagem (Coccossis *et al.*, 1999; Coccossis, 2004; Crossland *et al.*, 2005). Esses indutores, ou *drivers*, podem causar alterações na qualidade ambiental, tais como a perda da integridade dos sistemas costeiros e sua resiliência, incremento de patologias de origem aquática, além do comprometimento do potencial de geração de bens e serviços proporcionados pelos ecossistemas. A avaliação dos fluxos de materiais e nutrientes em

estuários (Signorin *et al.*, 2010; Eschrique *et al.*, 2010; Lima *et al.*, 2010; Figueiredo *et al.*, 2011; Medeiros *et al.*, 2011), indica que alterações de aspectos quantitativos e qualitativos do fluxo hidrológico, causadas por processos naturais (sazonalidade) ou antrópicos (barramentos, captação), influenciam os componentes abióticos e bióticos, bem como a sócio economia regional.

Esses aspectos reforçam a necessidade de que, quando se pretende implantar programas de gestão socioambiental integrada, um aspecto que diferencia bacias hidrográficas é a sua relação com a porção marinha adjacente. A existência dos ecossistemas estuarinos deve ter enfoque como interfaces entre a região hidrográfica continental e marinha adjacente, se apresentando como extremamente importante e ao mesmo tempo muito frágil. Nicolodi *et al.*, (2009) ressaltam ainda que o ecossistema estuarino consiste na principal conexão do gradiente flúvio-marinho, sendo o sistema mais representativo para adoção de ações integradas de gerenciamento de bacias e zona costeira. É no estuário que os efeitos da erosão do solo da bacia e despejo na rede fluvial de efluentes ricos em matéria orgânica, nutrientes e poluentes contaminantes poderão apresentar impactos cumulativos. O estuário atua como interface de integração entre o ambiente terrestre e marinho, além de ser extremamente influenciado pelos fluxos hidrológicos continentais (Paraquetti *et al.*, 2007).

Alterações, naturais ou antropogênicas, sobre o regime de descarga fluvial têm consequências para o desenvolvimento da rede trófica e o recrutamento de peixes na zona costeira (Ittekkot *et al.*, 2000; Alber, 2002; Molisani *et al.*, 2004, Molisani *et al.*, 2007; Chicharo *et al.*, 2006). É importante ressaltar que a redução da vazão e descarga de sedimentos após a construção de barragens invariavelmente resulta em redução da produtividade primária (Wolanski *et al.*, 2006), perda de recursos pesqueiros, desestabilização/erosão da costa e intrusão de água marinha nos seus deltas (Knoppers *et al.*, 2006). Assim, pode-se concluir que o conhecimento das características físicas de uma bacia hidrográfica, incluindo o regime de fluxos hidrológicos, é fundamental para o conhecimento da variabilidade do sistema estuarino à jusante (Alber, 2002; Olsen *et al.*, 2007), assim como pré-requisito fundamental para o gerenciamento sustentável (Ferrier & Jenkins, 2010). Entretanto, é possível constatar uma carência de estudos visando determinações mais precisas sobre os aportes fluviais de água e sedimentos na interface bacias-regiões costeiras, particularmente compostos orgânicos, que possibilitassem estimar o potencial de fertilização e contaminação na zona costeira (Meybeck & Vorosmarty, 2005; Meybeck *et al.*, 2006; Knoppers *et al.*, 2009, Milliman & Farnsworth, 2011). Esses estudos precisam ainda ter uma inserção global, pois conforme Turner *et al.*, (1998), somente

levantamentos locais não são suficientes para o entendimento das diferentes interações entre a zona costeira e as alterações globais.

De Paula *et al.*, (2010) destacam que, ao serem elaboradas sínteses globais sobre o fluxo de materiais continentais para os oceanos, constata-se uma escassez de dados relativos às bacias de médio porte (entre 10.000 e 100.000 km²) e pequeno porte. Estas bacias praticamente não têm estudos sistemáticos, sendo que no litoral brasileiro apenas as grandes bacias hidrográficas (>100.000 km²) são incluídas nos balanços globais gerados por estes programas, e.g. IGBP-LOICZ (*Land-Ocean Interaction in the Coastal Zone*), WAVES (*Water Availability, Vulnerability of Ecosystems and Society*), ELOISE (*European Land-Ocean Interactions Studies*), COSCAT (*The Coastal Segmentation and its Related Catchment data set*). Milliman & Farnsworth (2011) ainda consideram que a maior dificuldade para inclusão das bacias menores nesses cenários globais dos fluxos continentais para os oceanos é a inexistência de medidas sistemáticas *in situ* de cargas, fluxos e concentrações, apesar dos esforços nesse sentido.

O relatório SAmBas – *South American Basins* (Lacerda *et al.*, 2002) foi uma primeira organização dos dados disponíveis sobre os fluxos hidrológicos fluviais para águas costeiras na América do Sul, o que permitiu conhecer os principais problemas existentes e os efeitos nos fluxos de materiais para a costa. Com o SAmBas foi possível constatar o ainda incipiente conhecimento, assim como a lacuna de dados existentes na costa brasileira, em especial no litoral da Bahia e ES. Conforme Salomons *et al.*, (2005), a partir de uma perspectiva de mudanças climáticas globais, as maiores influências à zona costeira, a partir de fluxos continentais, são geralmente causados em pequenas e médias bacias, com alta intensidade de atividades socioeconômicas. Isso reforça a necessidade de implantação de programas e estudos em bacias hidrográficas antropizadas, como por exemplo a bacia do Rio Santa Maria da Vitória, assim como as demais bacias tributárias do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV (ES, Brasil).

Uma primeira quantificação dos fluxos de água e sedimentos em suspensão na costa leste brasileira foi apresentada por Souza & Knoppers (2003), com as primeiras estimativas de fluxos de água e sedimentos para bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória. Esses autores destacaram que, nas bacias estudadas, os processos antrópicos de retenção de materiais por barragens e de mobilização decorrentes de processos erosivos e seus impactos nos fluxos de água e sedimentos podem resultar em alterações significativas na estrutura e funcionamento dos ecossistemas estuarinos. No contexto de carência de dados para as bacias de menor porte, o desenvolvimento de estudos visando preencher essas lacunas são fundamentais (De Paula *et al.*, 2010). Essa necessidade é reforçada a partir da constatação de Machado *et al.*, (2015) que uma pequena parte da produção científica brasileira seria referente as bacias hidrográficas

costeiras brasileiras e do Rio Parnaíba. Baseados em um total de ~3.000 artigos científicos pesquisados no *Web of Science database* do *Institute for Scientific Information (ISI)* (www.isiknowledge.com), somente 11,0 % abrangeriam essas bacias e apenas estudos para a bacia Amazônica foram publicados em revistas de alto impacto. Assim, além da necessidade de ampliação dos estudos nessas bacias costeiras, foi constatado ainda a carência de estudos em ambientes de transição.

Smith *et al.*, (1999) destacam que os aportes antrópicos em escala global aumentaram consideravelmente nos dois séculos passados, sendo decorrentes principalmente da utilização de fertilizantes na agricultura e utilização de combustíveis fósseis. O incremento de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, a eutrofização, é capaz de causar significativas alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, sendo considerado o maior problema relativo a qualidade das águas. Esta constatação foi reforçada por Crossland *et al.*, (2005), ao afirmarem que a poluição é um dos maiores impactos atualmente existentes nos estuários, que ainda são afetados com a diminuição das vazões e aumento da turbidez. As fontes de nutrientes, particularmente nitrogênio (N) e fósforo (P), podem ser de origem pontual, como o despejo de efluentes domésticos, ou difusa, transportadas de áreas agrícolas, vindo a causar significativas alterações na qualidade das águas dos corpos receptores (Smith *et al.*, 1999; Eschriquer *et al.*, 2010). Esforços no sentido de quantificar essas contribuições foram apresentados e discutidos em Herman *et al.*, (2005), procurando discriminar e entender as diferentes contribuições das fontes antrópicas, associadas à cobertura florestal e aos diferentes usos da terra. National Research Council (2003) destaca ainda que qualquer esforço no sentido de redução dos impactos da eutrofização deverá considerar não somente os fluxos hidrológicos, mas também as diferentes origens naturais ou antrópicas das emissões de nutrientes.

Segundo Lacerda & De Sena (2005), para a definição de um índice de suporte ou de vulnerabilidade ambiental de um estuário, faz-se necessário estimar as cargas totais de nutrientes e poluentes a partir da exportação do sistema fluvial. A maior parte da carga de nutrientes em uma bacia de drenagem é composta pela fase particulada. O escoamento é dominado por eventos pontuais e imprevisíveis, ocasião na qual são transportadas as maiores frações da carga total. Tappin (2002) considera a quantificação direta dos fluxos extremamente difícil, sendo indispensável a utilização de abordagens indiretas, por meio de fatores de emissão. A investigação dos fluxos de nutrientes configura-se um cenário em que a base de dados fisiográficos e fluviométricos é escassa (Miranda *et al.*, 2002; *apud* Molisani *et al.*, 2006a; De Paula *et al.*, 2010).

Lacerda & De Sena (2005) reafirmaram que a abordagem empírica na qual se faz relação entre cargas de nutrientes com eutrofização tem obtido sucesso em diversas bacias costeiras. Uma vez que correlações significativas também são obtidas quando se faz uso das concentrações medidas *in situ*, para esses autores, “o uso da variável carga de nutrientes pode substituir satisfatoriamente o uso de concentrações”, particularmente em áreas onde a disponibilidade de dados sobre concentração é ainda escassa, como no caso do litoral nordeste do Brasil. Nesse contexto, o uso de fatores de emissão se apresenta como uma importante ferramenta para a quantificação dos aportes de elementos e substâncias para bacias hidrográficas, produzindo a geração de informações consistentes para bacias que não sejam monitoradas (Kristensen, 2004; Lacerda & De Sena, 2005; Van Drecht, 2009; De Paula *et al.*, 2010; Molisani *et al.*, 2013; De Paula Filho *et al.*, 2015a). Para Lacerda & De Sena (2005) é possível quantificar as cargas potenciais de nutrientes em bacias hidrográficas na maior parte da costa brasileira, com base em fatores de emissão relacionados a parâmetros de consumo associados a processos naturais e às atividades antrópicas. A concentração de N é um indicador do estágio da poluição eventualmente ocasionada pelo despejo de esgoto à montante do curso d’água. O fósforo (P) originário dos detergentes pode representar até 50,0 % da concentração de fósforo total (PT) no esgoto doméstico (Smith *et al.*, 1999; Mota & Von Sperling, 2009; Molisani *et al.*, 2013).

Uma vez que o fluxo de materiais numa bacia é governado pela estrutura biológica e os parâmetros hidrológicos existentes, são necessárias investigações que visem entender como esses processos são afetados por alterações do uso da terra, como o desmatamento, expansão urbana e despejo de esgotos (UNEP, 2004; Figueiredo *et al.*, 2011). O conhecimento e entendimento desses fatores e processos antrópicos são primordiais na definição das diferentes fontes potenciais de N e P (Smith *et al.*, 1999; Herman *et al.*, 2005; National Research Council, 2003). Assim como podem também refletir no ciclo biogeoquímico do N e P eventuais alterações que os ambientes estão expostos (Eschrique *et al.*, 2010). Os aportes de origem antrópica podem ainda ser agravados pela ausência de mata ciliar, pois a mesma atua como uma barreira física ao escoamento superficial (Carmo *et al.*, 2003).

Coccosis *et al.*, (1999); Coccosis (2004) e Crossland *et al.*, (2005) destacaram que os problemas que ocorrem nas bacias hidrográficas e na sua porção costeira necessitariam de uma abordagem multidimensional, que levasse em consideração as múltiplas dimensões envolvidas: ecológicas, econômicas e sociais. A modelagem dos processos ambientais passa a ser uma ferramenta fundamental para o entendimento dos ciclos do carbono, nitrogênio e fósforo, que precisam incluir os indutores (*Drivers*) dos fluxos desses elementos e as consequências (estado) decorrentes das alterações nos fluxos em toda a zona costeira. Neste sentido, UNEP (2009)

afirma que dos chamados “Serviços dos Ecossistemas”, que seriam os benefícios que a população pode obter dos ecossistemas, grande parte está sendo degradado ou usado de maneira inadequada, sendo entrave para o desenvolvimento sustentável, além de representar uma barreira considerável para a diminuição da pobreza. Essa situação é agravada pelo fato de que até o momento a maioria das tentativas de reversão do processo de declínio dos serviços ecossistêmicos, teve como alvo setores específicos – água, agricultura, florestas – em detrimento de uma avaliação socioambiental integrada, sendo que esse insucesso significa que uma mudança significativa na gestão dos ecossistemas se faz necessária (Olsen *et al.*, 2009; UNEP, 2009).

Assim, uma abordagem holística, inserida em uma perspectiva ecossistêmica, das relações entre os serviços dos ecossistemas e as necessidades humanas constitui a melhor alternativa para a gestão ambiental. Perspectiva ecossistêmica significa um tipo de gestão preocupada com o bem-estar humano, mas levando em consideração a complexidade e a natureza dos ecossistemas (Olsen *et al.*, 2009; UNEP, 2009). Dessa forma, há demanda para uma gestão adaptável, compatível com a complexa e dinâmica natureza dos ecossistemas, bem como os sistemas socioeconômicos. É necessário levar em consideração o conhecimento incompleto do funcionamento dos ecossistemas e a demanda por tomadas de decisões em situações onde as relações de causa e efeito da degradação ambiental não estão totalmente estabelecidas cientificamente (UNEP, 2009). A abordagem ecossistêmica permite uma estratégia de gerenciamento integrado da terra, água e dos recursos vivos visando proporcionar os serviços dos ecossistemas de maneira sustentável e equitativa (UNEP, 2009). Para Olsen *et al.*, (2009) a população humana associada, assim como a sua sócio economia, devem ser vistos como uma parte integral do ecossistema.

Uma estrutura que se tem mostrado bastante eficaz nesse processo é a abordagem DPSIR (*Driver-Pressure-State-Impact-Response – Indutores-Pressões-Estado-Impactos-Respostas*), que possui a seguinte conceituação (Belfiore, 2003; Pirrone *et al.*, 2005; Borja *et al.*, 2006; Agyemang *et al.*, 2007): as *Forças Indutoras* ou *Indutores (Drivers)* decorrentes das atividades humanas; assim como aquelas originadas por indutores naturais, exercem *Pressões (Pressures)*; pressões essas que modificam propriedades intrínsecas do *Estado ou variáveis de estado (State)* do ecossistema; com isso a qualidade e quantidade dos recursos/processos naturais são afetados, resultando em *Impactos (Impacts)* na dimensão humana (socioeconomia), por perda de bens e serviços ambientais, prejuízos à saúde humana e danos a integridade ecológica, devido ao colapso da integridade dos ecossistemas associados; os impactos podem levar à *Respostas (Responses)* dos sistemas de gestão que retroalimentam a estrutura.

Assim, a estrutura *DPSIR* tem sido aplicada como ferramenta para compilação, organização e integração de dados ambientais e socioeconômicos de maneira clara e objetiva, na forma de indicadores, servindo como subsídio a formulação de políticas públicas e tomada de decisão, além de proporcionar a difusão do conhecimento (Bidone & Lacerda, 2004; Pirrone *et al.*, 2005; Borja *et al.*, 2006; Tejada *et al.*, 2009; Lélis, 2010). Lacerda *et al.*, (2002) destacaram a importância da ferramenta *DPSIR* no entendimento dos diferentes impactos e pressões atuantes nas bacias hidrográficas costeiras da América do Sul, uma vez que possibilitou a modelagem dos impactos e alterações nas variações de transporte de materiais, uso dos bens e serviços ambientais. Para esses autores, a estrutura *DPSIR* fornece uma plataforma padronizada para uma revisão independente das respostas e ações políticas e de governança.

Para Crossland *et al.*, (2005) e Salomons *et al.*, (2005) grande parte das pressões que resultam em impactos ambientais na zona costeira são originadas das bacias hidrográficas vizinhas, que aportam água doce e materiais, enquanto as relações entre a bacia hidrográfica e os processos costeiros, as mudanças climáticas e os impactos e efeitos das atividades socioeconômicas são ainda mal compreendidos. Neste sentido, a zona costeira e a sua bacia hidrográfica associada devem ser tratadas como um único sistema, sendo a sua configuração fisiográfica e hidrológica podendo ser analisada conforme a estrutura *DPSIR*. Dessa forma, as respostas dos sistemas costeiros às atividades antrópicas existentes nas bacias são confrontadas com as atividades socioeconômicas, de modo que os resultados dos estudos das ciências naturais e socioeconômicas possam ser integrados. O *DPSIR* procura conectar as forças motrizes humanas *subjacentes* às pressões que estão ocorrendo no sistema biofísico e que estão alterando o seu estado. Essas alterações podem, por sua vez, causar impactos que necessitam de respostas de gestão da sociedade, de maneira a modificar ou minimizar o efeito das ações humanas. Estas respostas geralmente correspondem a ações gerenciais que podem ser dirigidas a todos ou a qualquer elemento do modelo (EEA, 1999). Com base nisso, Beu (2008) afirma que o modelo *DPSIR* é estruturado de uma forma integrada, correspondendo a laços de retroalimentação que interagem entre si através de ligações causais.

Com o *DPSIR* será possível demonstrar a interligação existente entre o sistema socioambiental, por meio dos indicadores ambientais, e a sociedade, pelo desempenho ambiental, avaliando a eficácia das respostas, sendo uma ferramenta bastante útil na descrição das relações entre as origens e consequências dos problemas ambientais (EEA, 1999). Segundo National Research Council (2003), ao destacar a importância do conhecimento e entendimento desses processos, conclui-se que há uma grande necessidade de transpor o conhecimento científico para efetivas políticas públicas e estratégias de gestão. A base desse conhecimento deverá ser o

entendimento dos complexos processos existentes nas bacias hidrográficas e estuários que contribuem para a eutrofização, possibilitando a implementação de técnicas mais efetivas de controle.

Conforme destacou Santana (2013), é fundamental que na gestão do contínuo flúvio-estuarino se busque a implementação de uma governança ecossistêmica dos recursos hídricos e da zona costeira. A partir do desenvolvimento de um sistema de planejamento e gerenciamento deve ser priorizada a criação de sistema de articulação entre as autoridades públicas, a comunidade, o setor produtivo, identificando os potenciais atores nesse processo. Nesse contexto, a governança aqui é entendida não somente como as ações governamentais, mas aquelas decorrentes também da participação das comunidades e Organizações Não Governamentais - ONGs (Lemos & Agrawal, 2006; Santana, 2013). Olsen *et al.*, (2009) definiram governança como sendo os acordos, arranjos, instituições, formais e informais, que estruturam e influenciam os seguintes aspectos:

- Como os recursos ou um ecossistema são utilizados;
- Como os problemas e oportunidades de gerenciamento são avaliados e analisados;
- Quais tipo de utilização dos recursos são considerados aceitáveis ou proibidos, e
- Quais as normas e as penalidades a serem aplicadas em situações de conflitos de interesses, de modo a definir de que forma os recursos naturais são distribuídos e utilizados.

Na Figura 1 são apresentadas as três relações nas quais os processos de governança seriam expressos: o mercado, o governo e as organizações da sociedade civil, que interagem entre si de modo complexo e dinâmico (Olsen *et al.*, 2009).

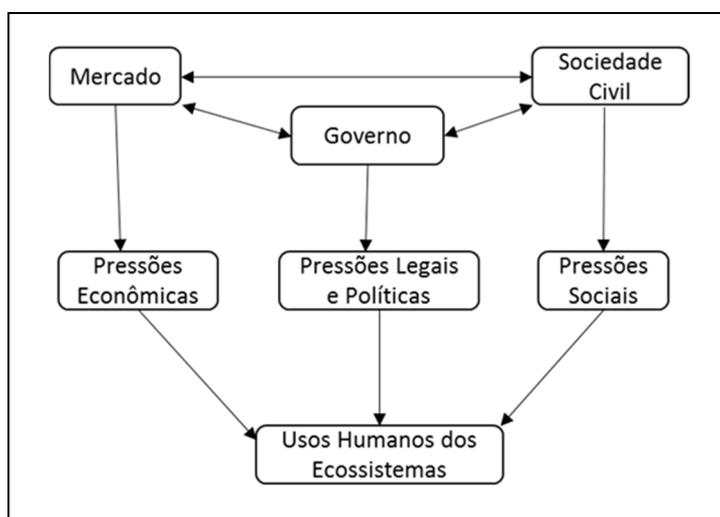


Figura 1: As principais fontes e relações de governança (adaptado de Olsen *et al.*, 2009).

Uma governança bem estruturada possibilita o ambiente aonde a gestão vem a acontecer, pois a mesma define as metas fundamentais, e possibilita a existência dos processos e estruturas que são a base do planejamento e dos mecanismos de decisão (Olsen *et al.*, 2009). O fundamental nesse processo é que a governança seja estruturada de modo a permitir que todos os setores envolvidos e/ou com interesse possam participar, tendo como base uma abordagem holística (UNEP, 2009). Santana (2013) destaca que a perspectiva da conservação do meio ambiente, a partir do enfoque holístico, é essencial para resolução dos conflitos existentes nas bacias hidrográficas e região costeira adjacente. A compreensão de experiências e modelos internacionais de gestão ecossistêmica se apresenta como fundamental no presente trabalho, para que sejam aplicados para o SEBV e bacias hidrográficas tributárias, à semelhança do desenvolvido em Santana (2013) para uma região hidrográfica do estado do Espírito Santo. Neste sentido, Crossland *et al.*, (2005) e Salomons *et al.*, (2005) ressaltaram que a maioria das pressões causadoras de alterações ambientais que ocorrem na zona costeira são originadas nas suas bacias de drenagem, através do aporte de água e materiais, devendo então ser tratadas como um sistema único, com a sua avaliação feito com base nos elementos do DPSIR.

Apesar do um histórico de aplicações em estudos visando o gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e zona costeira adjacente (e.g, Lacerda *et al.*, 2002; Bidone & Lacerda, 2004; Pirrone *et al.*, 2005; Belchior, 2008; Beu, 2008; Landim Neto *et al.*, 2013a; Landim Neto *et al.*, 2013b) a abordagem DPSIR no estado do Espírito Santo foi aplicada até o momento somente a ecossistemas lacustres (Lélis, 2010; Gonçalves, 2015) ou a regiões hidrográficas (Barroso *et al.*, 2012). Assim, a utilização da abordagem DPSIR visando contribuir para a gestão do gradiente flúvio-estuarino do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV (Grande Vitória, ES) e suas bacias hidrográficas tributárias se apresenta como uma contribuição inédita em nosso estado.

A importância e oportunidade da realização de estudos dessa natureza no SEBV e bacias hidrográficas tributárias é decorrente do incremento de pressões antrópicas na Baía de Vitória nas últimas décadas. O processo de urbanização em seu entorno, assim como nas suas bacias tributárias, muitas vezes está associado a aterros, intensa atividade portuária e, principalmente, despejo de esgoto doméstico não tratado e de poluentes industriais, deposição de resíduos sólidos, contaminação por agrotóxicos e pesca predatória (Monteiro, 2013; AGERH, 2015a). Como resultado, observa-se a supressão de ambientes naturais (e.g. manguezais, costões rochosos, florestas de restinga), perda de valores estéticos e paisagísticos, diminuição do potencial turístico e da pesca, aumento da proliferação de vetores patogênicos, comprometimento da qualidade e disponibilidade das águas para abastecimento público e prejuízos socioeconômicos, além de possíveis alterações na hidrodinâmica e na dinâmica

sedimentar do SEBV, assim como eliminação de pontos de coleta e extração de mariscos e pescado realizados por comunidades tradicionais (Vianna, 2009).

O presente estudo objetiva estimar os fluxos hidrológicos e de nutrientes das bacias hidrográficas para o SEBV, entender as relações existentes entre esses fluxos, a evolução do uso e ocupação da terra das bacias hidrográficas tributárias e a alteração da qualidade das águas do SEBV, avaliar as ações de governança existentes e a sua efetividade, e propor aprimoramentos à mesma. Com base na abordagem DPSIR foram avaliadas as relações de causa e efeito entre emissões de nutrientes e a qualidade das águas no SEBV, de modo a contribuir nas respostas de gestão existentes.

Este estudo faz parte do Projeto de Pesquisa ‘Ecohidrologia e gestão integrada de recursos hídricos do contínuo flúvio-estuarino do rio Santa Maria da Vitória (ES)’, subprojeto da ‘Rede de Estudos Hidrodinâmicos, Ecológicos e de Monitoramento de Qualidade Ambiental em Sistemas – REHMANSAS’ CT-Hidro FINEP, Edital Nº 1 de 2010, Convênio nº 01.12.0064.00.

1.2 - ÁREA DE ESTUDO

O Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV está localizado na porção centro-sul do estado do Espírito Santo (Figura 2), fazendo parte dos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra. A Baía de Vitória é o principal componente do sistema estuarino, apresentando dois canais de comunicação com o mar: o Canal da Passagem e o Canal do Porto.

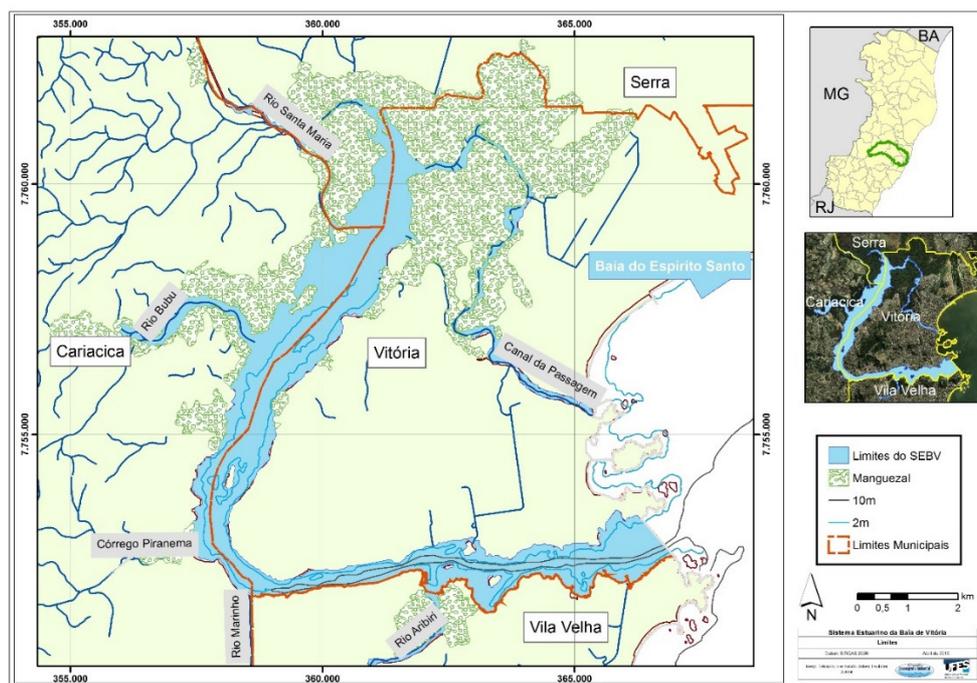


Figura 2: Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV.

A Baía de Vitória se estende desde a desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória – SMV, até a chamada Baía do Espírito Santo, a qual se comunica também pelo Canal da Passagem. Na Baía de Vitória está localizado o Porto de Vitória e seu canal de acesso. Um conjunto de 10 bacias hidrográficas de diferentes tamanhos, com destaque para a bacia do Rio Santa Maria da Vitória, drenam para o SEBV (Figura 3). Destaca-se também os rios Formate-Marinho e Bubu. No Capítulo 2 são apresentadas as características ambientais e de uso e ocupação, assim como as demandas de uso das águas e aspectos da governança existente na região.

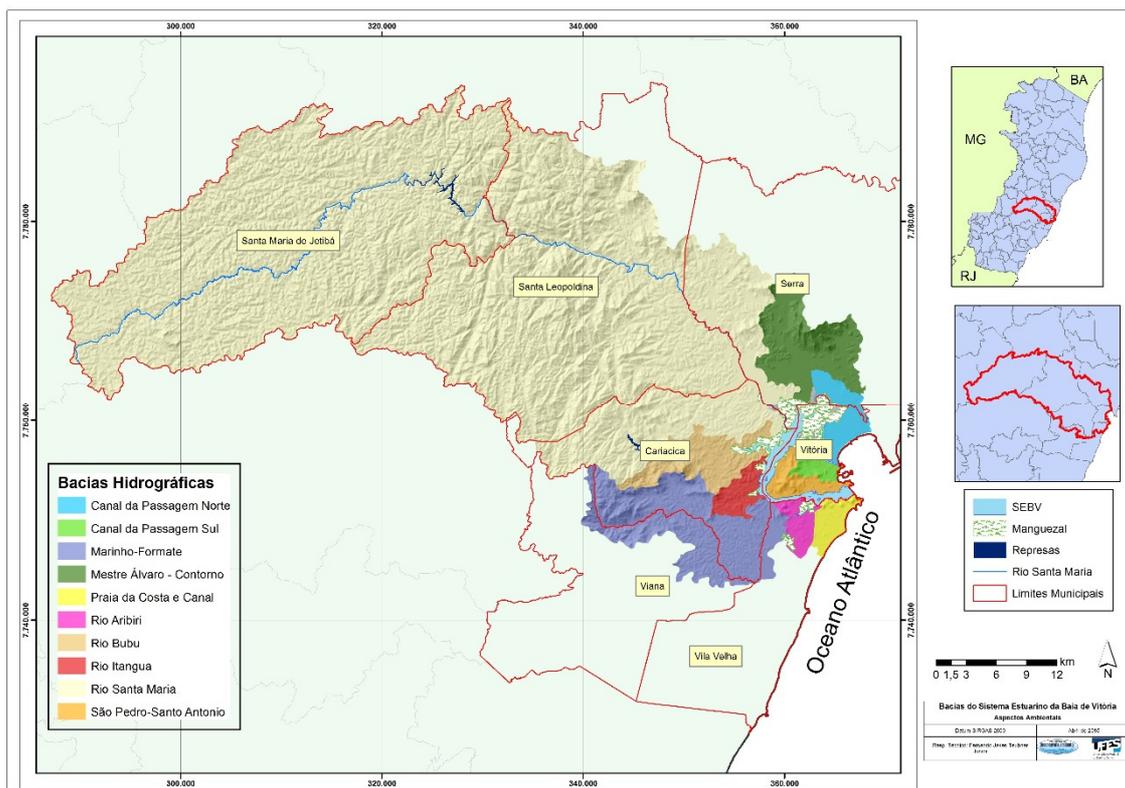


Figura 3: Bacias hidrográficas tributárias para o SEBV.

1.3 HIPÓTESE DE PESQUISA

Os programas de gestão ambiental relacionados aos recursos hídricos nas bacias hidrográficas que drenam para o SEBV não estão direcionados aos principais indutores das alterações na disponibilidade e qualidade dos fluxos hidrológicos, sobretudo as cargas de nitrogênio e fósforo, e seus potenciais efeitos ambientais no SEBV.

1.4: OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL

Analisar, por meio da estrutura DPSIR e considerando diferentes cenários possíveis (situação atual, política de metas e cenário verde), tendo como indicadores fatores de emissões naturais e antrópicas de nutrientes, assim como aspectos fisiográficos, de uso da terra e da água, de governança, os efeitos nos fluxos hidrológicos das bacias hidrográficas tributárias para o Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV (Grande Vitória, ES), visando subsidiar a gestão do gradiente flúvio-estuarino.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a fisiografia das bacias hidrográficas tributárias do SEBV;
- Estimar os fluxos hidrológicos das bacias hidrográficas, particularmente os fluxos de água e emissões de nutrientes, nitrogênio e fósforo, das fontes naturais e antrópicas para o SEBV;
- Avaliar a influência da dimensão socioeconômica das bacias tributárias sobre os aspectos quantitativos e qualitativos dos fluxos hidrológicos para o sistema estuarino, tendo como referência inicial a década de 1970;
- Analisar os principais iniciativas de gestão ambiental relacionadas aos recursos hídricos no âmbito das bacias hidrográficas tributárias para o SEBV considerando sua efetividade na governança do gradiente flúvio-estuarino;
- Estruturar indicadores ambientais conforme a abordagem DPSIR, identificando os fatores comprometedores da disponibilidade e qualidade dos fluxos hidrológicos para o SEBV, considerando os possíveis cenários (situação atual, política de metas e melhores estratégias).

1.5: ESTRUTURA DA TESE

O estudo está estruturado em etapas, com produtos subsidiando a avaliação integrada ao final, com base na abordagem DPSIR, conforme pode ser observado no fluxograma geral (Figura 4).

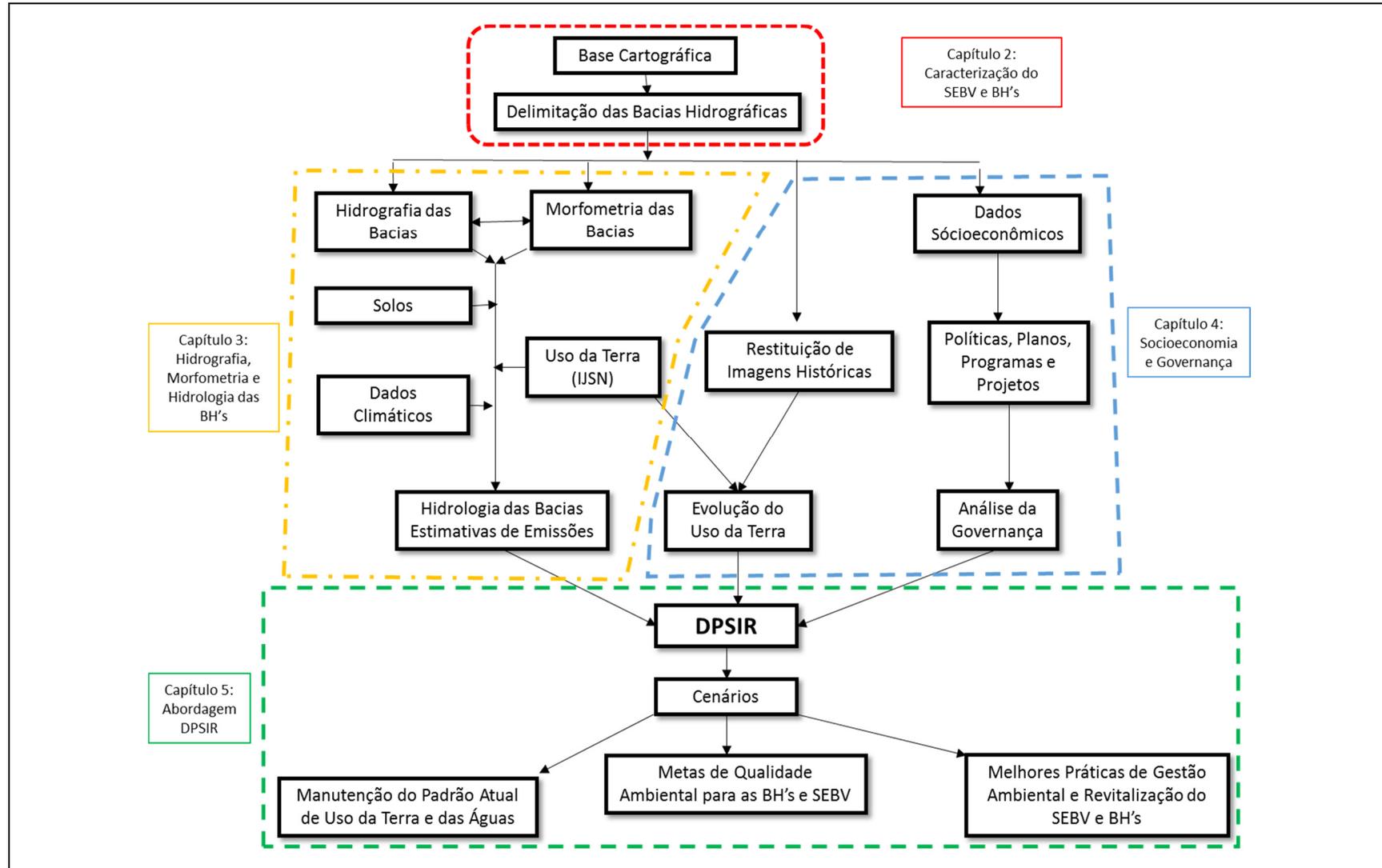


Figura 4: Fluxograma de etapas do estudo. As cores das linhas representam as etapas consideradas em cada capítulo da tese.

Os capítulos foram organizados de maneira a comporem estrutura interconexa, o que possibilita uma posterior adequação ao formato de artigos científicos, fornecendo subsídios para os demais capítulos até a análise integrada. Com isso pretende-se que os capítulos passem a constituir uma abordagem integrada, além de coerente com a proposta da pesquisa. Assim, o trabalho está estruturado da seguinte forma:

O capítulo 2, intitulado *Caracterização do Sistema Estuarino da Baía de Vitória e bacias hidrográficas tributárias*. Neste capítulo é apresentada uma revisão sobre dimensões dos sistemas estuarinos, sua importância como ligação entre os ecossistemas terrestre, através dos sistemas fluviais e marinho e como essa posição privilegiada acaba sendo origem dos maiores problemas e impactos observados. É apresentada uma descrição e caracterização da área de estudo, que vem a ser o Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV, particularmente nos aspectos da qualidade ambiental e uso e ocupação do solo no seu entorno, indicando os principais fatores indutores e impactos existentes. As bacias hidrográficas tributárias do SEBV são apresentadas e caracterizadas, sendo descritos o meio físico, o uso das águas das bacias, particularmente questões envolvendo as outorgas, a população inserida, os conflitos ambientais e a governança existente, reforçando a relação existente entre as bacias e o SEBV. Esta etapa foi basicamente desenvolvida com base em dados e informações secundárias, servindo como uma organização e síntese de informações dispersas em diferentes fontes.

O capítulo 3, intitulado *Hidrografia, morfometria, hidrologia das bacias hidrográficas* objetiva estimar os fluxos hidrológicos das bacias hidrográficas, particularmente os fluxos de água doce e emissões de nutrientes para o sistema estuarino. É feita a caracterização fisiográfica e hidrológica das bacias, determinando as variações dos fluxos hidrológicos em função dos períodos seco e úmido. Com base nessa caracterização e incluindo informações de uso e cobertura da terra e sócio economia, são estimadas as emissões de nutrientes para o estuário a partir das bacias tributárias

O capítulo 4, intitulado *Socioeconomia e governança do contínuo flúvio-estuarino* objetiva caracterizar a dimensão socioeconômica, os instrumentos de gestão e aspectos da governança existente nas bacias tributárias e no SEBV. É apresentada a evolução socioeconômica dos municípios de abrangência das bacias no período de 1970 a 2010, com base nos indicadores população, produção econômica e saneamento ambiental. A evolução do uso e cobertura da terra foi analisada, possibilitando a quantificação das taxas de alteração dos diferentes usos ao longo do período estudado. Em complementação foi levantada a estrutura organizacional e legal que rege os aspectos de governança nas bacias e no SEBV, além da identificação dos principais planos, projetos e programas existentes com ação nos recursos hídricos.

O capítulo 5, intitulado *Abordagem DPSIR como estratégia analítica e priorização de ações de gestão para o SEBV e sua bacia de drenagem*, objetiva estruturar indicadores ambientais conforme a abordagem DPSIR, identificando os fatores comprometedores da disponibilidade e qualidade dos fluxos hidrológicos para o SEBV. Dessa forma são integradas as diferentes informações obtidas ao longo das etapas anteriores, identificando as características fisiográficas, socioeconômicas, de uso do solo e das águas que podem comprometer a qualidade ambiental das águas do SEBV. A estratégia visa ainda definir/propor ações de gestão a serem executadas e o quanto seriam eficazes no processo de reversão dos problemas ambientais identificados. Utilizando a abordagem DPSIR (*Driver, Pressure, State, Impact, Response*) foram estabelecidas as relações de causa e efeito, sendo consideradas também avaliações com base nos possíveis cenários a saber: *Business as Usual* (situação atual), considerado pessimista, o de *Política de Metas*, considerado otimista, além do *Cenário Verde*, com a perspectiva de adoção das melhores práticas de gestão.

Ao final, nos Capítulos 6 e 7 respectivamente, são apresentadas as conclusões obtidas no presente estudo e quais as perspectivas existentes no processo de governança nas bacias e no SEBV.

2. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA ESTUARINO DA BAÍA DE VITÓRIA – SEBV E BACIAS HIDROGRÁFICAS TRIBUTÁRIAS

Resumo

O Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV (42 km²) está localizado na porção centro-sul do estado do Espírito Santo, fazendo parte dos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra. A Baía de Vitória é o principal componente do sistema estuarino. Um conjunto de 10 bacias hidrográficas (1.925 km²), com destaque para a bacia do Rio Santa Maria da Vitória - SMV (1.563,3 km²), drenam para o SEBV. A ocupação no entorno do SEBV apresenta uma gama de características ambientais e culturais, que muitas vezes se mostram incompatíveis. A degradação ambiental é confirmada a partir de diferentes estudos realizados no SEBV, que constataram contaminação da água e sedimentos por metais pesados, hidrocarbonetos e microorganismos entéricos, assim como contaminação de peixes por metais. Os problemas ambientais são resultantes de um processo de expansão urbana em que os serviços de saneamento básico não conseguiram acompanhar. A população das bacias tributárias do SEBV (2010) corresponde ao total de 1.159.350 habitantes, 96,2 % urbana e 3,8 % rural. As áreas de floresta dominam (43,0 %), com as áreas urbanas (8,2 %) concentradas no entorno do SEBV. As bacias tributárias são objeto de diversos pedidos de outorga de uso dos recursos hídricos, usos muitas vezes conflitantes. O governo do estado desenvolve, em conjunto com os demais atores sociais, programas de gestão envolvendo saneamento, planejamento de uso e conservação de ecossistemas. Entretanto a qualidade das águas que chegam ao SEBV apresenta sinais de comprometimento, o que indica que esses programas ainda precisam de eficácia.

2.1 INTRODUÇÃO

Estuários são corpos de água costeiros semifechados, com uma livre conexão com o mar aberto, nos quais a água do mar é diluída pela água doce oriunda das bacias de drenagem (Pritchard, 1967). Kjerfve (1990) dividiu os estuários em 3 regiões: (1) alto estuário, uma zona fluvial caracterizada por uma baixa salinidade, mas sujeita à variação do nível do mar; (2) zona de mistura ou o estuário propriamente dito, é normalmente onde ocorre os principais processos de mistura, com a existência de gradientes halinos e (3) setor marinho, uma região com predominância de água com alta salinidade e processos marinhos. Os processos existentes nos estuários referentes a mistura de águas doces e salinas, além do transporte de materiais, são resultantes de um grande conjunto de determinantes, das quais se destacam a morfologia, a vazão fluvial e o regime de marés (Miranda *et al.*, 2002). Paraquetti *et al.* (2007) destacaram que essa interface entre os ambientes terrestres e marinhos, por meio dos sistemas fluviais, os estuários apresentam uma grande capacidade de acumular material, tanto de origem continental quanto marinha. A entrada de água doce tem influência nos diferentes níveis da interação de estuários e baías, com interações física, químicas e biológicas, com alterações na salinidade, aporte de sedimentos e variação nas concentrações de material dissolvido e particulado. As variações ambientais determinarão a ocorrência, abundância e distribuição de

espécies biológicas no estuário, além da influência na produção primária e secundária (Alber, 2002; Olsen *et al.*, 2007).

Significativas modificações na circulação e nas condições físico-químicas dos estuários podem ocorrer em função de alterações nos regimes de vazões dos rios tributários, incluindo aquelas decorrentes da sazonalidade, como a maior extensão da intrusão salina, aumento do tempo de residência do estuário, redução da carga de sedimentos e de material dissolvido, além de potencial formação de zona de turbidez máxima. Enquanto o aumento das vazões pode levar a estratificação da coluna d'água e deslocamento da zona estuarina em direção ao mar (Alber, 2002). Olsen *et al.*, (2007) ressaltaram ainda que o ecossistema estuarino consiste na principal conexão do gradiente flúvio-marinho, sendo que no estuário os efeitos da erosão do solo da bacia hidrográfica e despejo na rede fluvial de efluentes ricos em matéria orgânica, nutrientes e poluentes contaminantes poderão apresentar impactos cumulativos. Entretanto, para Nicolodi *et al.*, (2009) um dos maiores desafios para a implantação de uma gestão integrada é a delimitação da região do contínuo flúvio-marinho representado pelo sistema estuarino, indicando os limites à montante e à jusante do estuário, uma vez que o deságue da água continental na parte marinha apresenta uma grande variabilidade em função de processos oceano-meteorológicos locais (e.g , marés, correntes, ventos), assim como os fatores sazonais que alteram o regime fluvial. Na prática, a delimitação espacial dessa interface entre a bacia hidrográfica e a zona costeira adjacente é extremamente difícil, em função da complexidade dessa dinâmica encontrada tanto na porção superior quanto inferior do sistema estuarino (Nicolodi *et al.*, 2009). Coccossis (2004) destaca ainda que a influência do deságue fluvial normalmente varia em função do tamanho da bacia hidrográfica, o que faz com que bacias de grandes dimensões possam afetar extensas área costeiras adjacentes. Enquanto determinada regiões costeiras possam não ser influenciadas, em função da bacia adjacente possuir uma pequena área e, conseqüentemente, baixa vazão.

Olsen *et al.*, (2007) destacam o papel histórico dos estuários no desenvolvimento das cidades, com a ocupação humana ocorrendo ao longo dos rios e, particularmente, na foz no mar, sendo que muitos estuários atualmente são utilizados para atividades de comércio e movimentação de cargas. Os estuários são conhecidos ainda pela beleza cênica, proporcionando uma ampla diversidade de atividades recreacionais de importância econômica, servindo ainda como espaços abertos. Um fato ainda a ser destacado é a ocorrência de solos férteis nos deltas de rios, propiciando áreas de grande produtividade agrícola. Essa situação se repete no Brasil, com a ocupação da faixa litorânea brasileira ocorrendo desde o início da colonização, inicialmente para atividades portuárias. A industrialização conduziu a uma intensificação no uso dos ecossistemas

litorâneos, principalmente lagunares e estuarinos, mediante a implantação de projetos industriais, como salienta Diegues (1988). Deve ser ressaltado que, com o aumento do desenvolvimento industrial, além da própria degradação dos recursos naturais, houve uma sensível redução da qualidade de vida das populações das comunidades litorâneas dos sistemas estuarinos, uma vez que esse incremento populacional ocorreu em locais onde a infraestrutura de saneamento básico já não atendia a demanda.

A degradação da zona costeira brasileira foi tratada de forma sistemática, pela primeira vez, pela Secretaria Especial do Meio Ambiente - SEMA (1984), que ressaltava a inexistência de um manejo integrado e continuado das regiões costeiras e marinhas, sobretudo com repercussões sobre as funções vitais dos sistemas costeiros, a degradação dos recursos naturais, a redução da qualidade de vida e depreciação do patrimônio histórico, artístico, paisagístico e cultural. Essa situação resultou no que Moraes (1995) considera uma “sociedade com alta grau de urbanização”, com mais de 75,0 % da população vivendo nas cidades. Essa situação configura um país em acelerada urbanização, em que a agenda do planejamento urbano não consegue acompanhar a velocidade do processo de urbanização, sendo desenvolvidas ações mais corretivas que diretivas com relação aos espaços urbanos. Essa perspectiva se repete também na urbanização do litoral, sendo agravado pelo alto nível de vulnerabilidade dos ecossistemas costeiros, havendo necessidade de priorizar ações visando o planejamento tanto preventivo quanto corretivo, visando minimizar os problemas existentes (Moraes, 1995).

No presente capítulo é feita uma descrição e caracterização do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV, particularmente nos aspectos da qualidade ambiental e uso e ocupação do solo. São indicadas as principais fontes de degradação ambiental, enquanto as bacias hidrográficas tributárias para o SEBV são apresentadas e caracterizadas. São descritos aspectos do meio físico, usos das águas das bacias, particularmente questões envolvendo as outorgas, população inserida e aspectos da governança existente, com a utilização basicamente de dados e informações de fontes secundárias.

2.2 METODOLOGIA

As etapas desenvolvidas nesta fase do trabalho são apresentadas na Figura 5, sendo composta por duas grandes atividades, elaboração da base de dados georeferenciada e revisão da literatura.

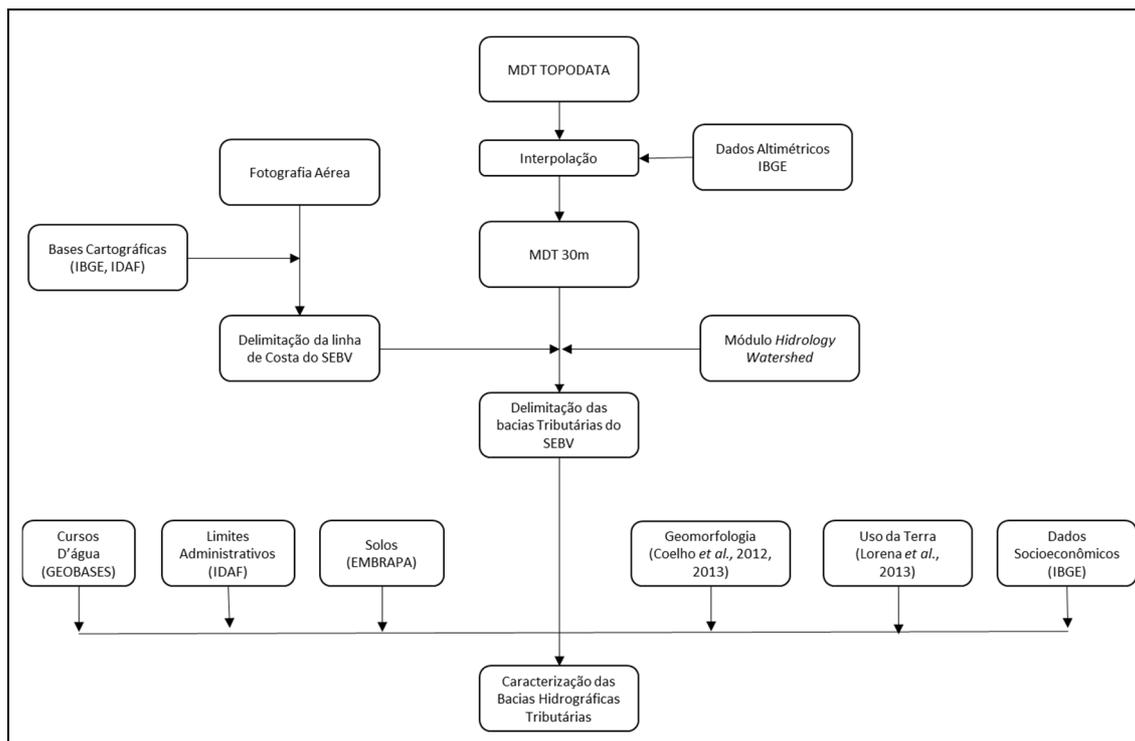


Figura 5: Diagrama das etapas de delimitação e caracterização dos SEBV e bacias hidrográficas.

Elaboração da base de dados georeferenciada.

A área definida como objeto do presente estudo foi delimitada a partir da região conhecida como SEBV, com os limites definidos com base na vegetação de mangue, áreas de ocupação antrópica e a fisiografia natural, mantendo coerência com estudos já realizados (Joyeux *et al.*, 2004; Rigo, 2004; D'Agostini, 2005; Veronez Jr., 2009; Veronez Jr. *et al.*, 2009; Neves *et al.*, 2012; Nascimento *et al.*, 2013). Digitalização em tela da linha de costa baseada na interpretação de fotografias aéreas de 2008 com escala 1:15.000 (IEMA, 2008) e bases cartográficas existentes (Tabela 1). Com base nessas informações, a área do SEBV foi digitalizada em tela sobre a imagem aérea, utilizando o software ESRI ArcGIS 10.1.

Com os limites do SEBV definidos, foi feita a delimitação das bacias hidrográficas tributárias, por meio da base de dados de altimetria (Cartas do IBGE) e Modelo Digital de Terreno – MDT, o qual foi obtido através das imagens de satélite da missão Shuttle Radar Topography - SRT (30 m de resolução) e corrigidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE no Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil Topodata. As bacias contribuintes ao SEBV foram delimitadas utilizando o software ESRI ArcGIS 10.1, ferramenta *Hydrology*, função *Watershed*. Em seguida foi realizada a fusão das subbacias em bacias hidrográficas principais, por meio de edição de arquivos vetoriais.

Com base na delimitação das bacias foram sobrepostos os limites políticos-administrativos. Isso permitiu direcionar os dados socioeconômicos e de gestão ambiental a serem identificados e analisados, compondo a base de informações georeferenciada.

A delimitação das bacias foi utilizada ainda para o recorte do uso da terra e da hidrografia nas bacias, utilizando as ferramentas *clip*, *selection by attributes* e *selection by Location*, disponíveis no software ESRI ArcGIS 10.1, tendo como base os atributos especiais contidos no banco de dados para cada tema avaliado.

Com a definição dos municípios a serem estudados, foi feito um levantamento da população existente em cada uma das bacias. Tendo como base os dados do levantamento censitário da população nacional de 2010 (IBGE, 2011) foi feita a seleção dos setores censitários que cobriam a área de estudo. Essa seleção inicial permitiu identificar um total de 2.013 setores censitários (Figura 6).

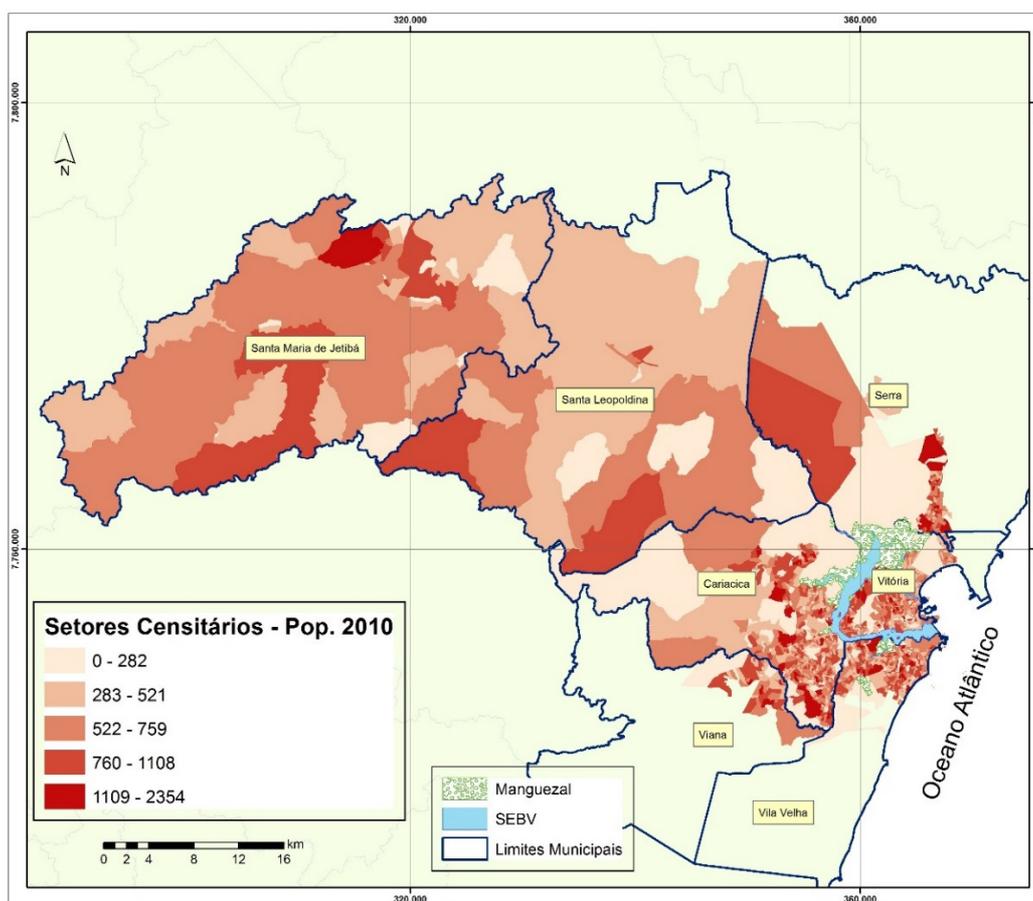


Figura 6: Setores censitários identificados para a área de estudo.

Visando determinar a população em cada bacia hidrográfica foram considerados os setores censitários do censo demográfico nacional de 2010 (IBGE, 2011). A seleção dos setores censitários foi realizada com a sobreposição dos polígonos (shapefiles) no software ESRI ArcGIS

10.1, identificando aqueles contidos dentro dos limites de cada bacia. No caso de setores que ultrapassassem os limites dos polígonos das bacias, foram associados aos polígonos com maior sobreposição da área. Caso as áreas fossem equivalentes, foi feita uma avaliação da área coberta pelo setor censitário, com base em fotografias aéreas, para identificar a porção do setor que se encontrava a maior parte da população, de modo a associar esse setor com a bacia. A Figura 7 ilustra a distribuição de setores limítrofes em algumas bacias.

A Tabela 1 resume as informações das bases de dados utilizadas.

Tabela 1: Bases de dados espacial utilizada.

Dado	Escala	Sistema de Coordenadas	Fonte*	Ano
Cursos d'água	1:100.000/1:50.000	UTM WGS 84	GEOBASES	2010
Limites administrativos	1:15.000	SIRGAS 2000	IDAF	2015
Solos	1:400.000	UTM WGS 84	EMBRAPA	2011
Geomorfologia	1:250.000	SIRGAS 2000	Coelho <i>et al.</i> , 2012 e 2013.	2012
Uso da terra	1:100.00	SIRGAS 2000	Lorena <i>et al.</i> , 2013.	2013
Setores Censitários	1:5.000	SIRGAS 2000	IBGE, 2011	2011
TOPODATA	1:250.000	SIRGAS 2000	INPE	2011
Fotografias Aéreas	1:15.000	SIRGAS 2000	IEMA	2008
Altimetria	1:100.000/1:50.000	UTM WGS 84	IBGE	1978

*GEOBASES: Sistema de Bases Georeferenciadas do Estado do Espírito Santo. www.geobases.es.gov.br

*IDAF: Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Estado do Espírito Santo. www.idaf.es.gov.br

*EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. www.embrapa.br

*IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br

*INPE: Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais: www.dsr.inpe.br/topodata

*IEMA: Instituto Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. www.meioambiente.es.gov.br

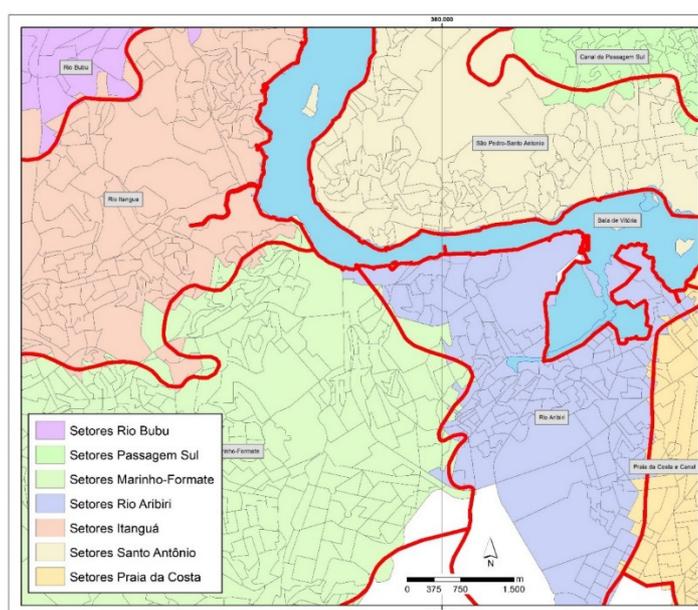


Figura 7: Exemplo de alocação de setores censitários nos limites das bacias.

Revisão da literatura.

As informações foram obtidas em fontes secundárias disponíveis, Censo Demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, 2010 e em levantamentos junto às Prefeituras Municipais e órgãos estaduais (Instituto Estadual de Meio Ambiente – IEMA e Agência Estadual de Recursos Hídricos - AGERH).

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Caracterização do Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV

Fisiografia

A Baía de Vitória se estende desde a desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória – SMV até a Baía do Espírito Santo, a qual se comunica também pelo Canal da Passagem. Na Baía de Vitória destaca-se o Porto de Vitória e seu canal de acesso. Segundo Rigo (2004) a largura varia desde 1.600 m na região da Ilha das Caieiras, onde a profundidade é menor (~4 m na parte mais profunda) até 160 m de largura, em frente ao Morro do Penedo, área do Porto de Vitória, onde a profundidade alcança 24 m. Já, o canal da Passagem possui largura média de aproximadamente 80 m, sendo o segmento mais estreito a localidade da Ponte da Passagem, com cerca de 35 m de largura e profundidades variando de 1 a 7 m (Rigo, 2004).

Para Veronez Jr. *et al.*, (2009), o entorno imediato do SEBV apresenta três unidades geomorfológicas distintas: as Colinas e Maciços Costeiros, os Tabuleiros Costeiros, compostos pela Formação Barreiras e as Planícies Costeiras, caracterizados por sedimentos quaternários provenientes das demais unidades geomorfológicas e do aporte fluvial (Figura 8). Veronez Jr. (2009) destaca ainda que na foz do SMV, na porção norte do SEBV, no encontro com a calha do rio, ocorre um grande aumento da seção do escoamento, o que propicia a deposição de sedimentos fluviais, formando uma estrutura típica de delta, com formação de depósitos sedimentares com granulometria de areias médias e grossas, formando ilhas colonizadas por manguezal.

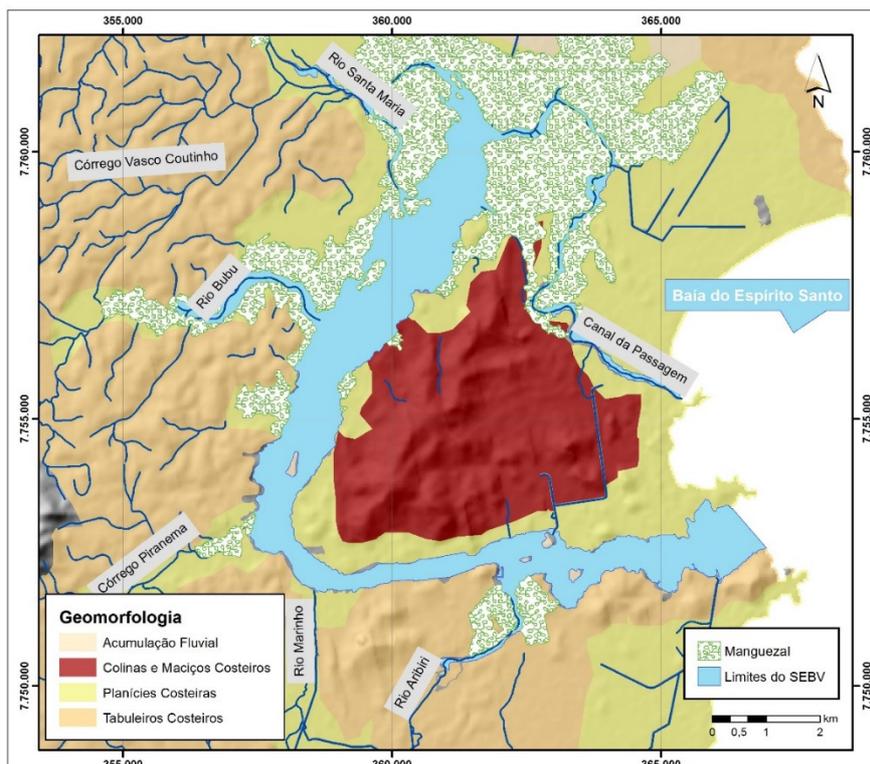


Figura 8: Geomorfologia do entorno do SEBV. Baseado em Coelho *et al.*, (2012) e Coelho *et al.*, (2013).

Com objetivo de estudar os diferentes mecanismos que determinam o transporte de sedimentos na Baía de Vitória, Neves *et al.*, (2012) fundearam um dispositivo *Acoustic Doppler Profile* – ADP nas proximidades do Porto de Vitória. Os resultados indicaram um domínio das correntes de marés, apesar de alcançaram somente $0,7-0,8 \text{ m.s}^{-1}$ mesmo em condições de sizígia. O transporte do material particulado em suspensão e por carga de fundo é induzido diretamente por essas correntes, particularmente a vazante, havendo uma tendência de exportação de sedimentos neste sistema.

Tendo como objetivo estudar o fluxo de material particulado em suspensão e de sais dissolvidos foz da Baía de Vitória, visando compreender as variações temporais da salinidade, temperatura e correntes ao logo da coluna d'água, Garonce & Quaresma (2014) constataram que este setor tende a apresentar períodos de estratificação parcial durante as marés de quadratura e semi-estratificação em condições de sizígia. O padrão de circulação é influenciado principalmente pelas marés, com uma pequena influência das descargas de água doce dos rios que desaguam no SEBV. Para o material particulado em suspensão, as concentrações observadas foram consideradas baixas pelos autores, com médias no período de estiagem para marés de quadratura e sizígia de $9,48$ e $25,05 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Não foi constatada a exportação de material particulado em suspensão para a plataforma interna adjacente.

Clima

O clima da região pode ser considerado quente e úmido, W conforme a classificação de KOPPEN (Martin *et al.*, 1993), com estiagem no outono (abril a setembro), apresentando maior pluviometria na primavera-verão (outubro a março). Com base em dados de estações meteorológicas disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional das Águas – HIDROWEB/ANA, a distribuição da pluviosidade na região do SEBV ao longo do ano é apresentada na Figura 9.

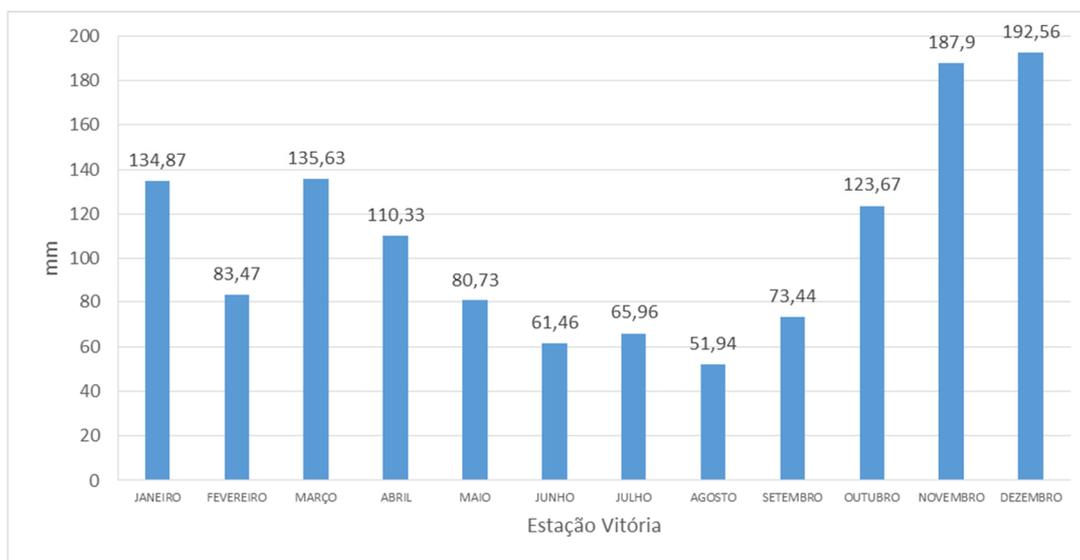


Figura 9: Pluviosidade média mensal (mm) na região do SEBV (Estação Vitória, 1950-2013).

Albino *et al.*, (2004, *apud* Moura, 2006) afirmam que em Vitória as médias totais anuais de precipitação estão entre 1.300 e 1.400 mm, valores compatíveis com o presente estudo. Os autores complementam indicando que a região possui 80,0 % de umidade média relativa, o que ocorre nos meses de verão com chuvas intensas e prolongadas.

A região possui uma temperatura média anual de 22 °C, com a média das máximas entre 28 e 30 °C, enquanto que as mínimas podem chegar até 15 °C, o que pode ser observado após a passagem de frente fria de origem subpolar (Nimer, 1989). Marchioro (2012) constatou que a maior incidência de frentes frias ocorre nos meses de inverno e primavera, com as frentes contribuindo para a ocorrência de chuvas, diminuição da temperatura média e predominância dos ventos de quadrante sul. No restante do ano é possível constatar a predominância dos ventos do quadrante nordeste, havendo alterações nos períodos de abril a julho, em função da passagem de frentes frias, com a direção predominantemente sudeste (Nascimento *et al.*, 2013).

Oceanografia e Qualidade das Águas

Para Barros Filho (2002), a Baía de Vitória é abrigada da exposição de ondas e possui extensas planícies de maré, deste modo, o sistema apresenta uma menor energia, quando comparado com a Baía do Espírito Santo. A onda da maré atravessa toda a Baía, indo além do delta do SMV e se propagando também no Canal da Passagem. Este Canal possui um comportamento hidrodinâmico diferenciado, causado pela convergência barotrópica da onda de maré, o que é resultante do encontro das frentes de maré que se propagam pelo SEBV (Barros Filho, 2002). Chamada de “tombo da maré”, essa convergência foi inicialmente descrita por Rigo & Sarmento (1993). Segundo estes autores o “Tombo da Maré” é o local no qual se dá o encontro da maré quando se propaga ao redor da Ilha de Vitória, com a sua posição variando em função da amplitude da maré. Rigo (2004) concluiu que a dinâmica do Tombo da Maré, e de todo o regime de correntes em torno da ilha de Vitória, é determinada pelo volume de água armazenada nos manguezais durante os ciclos de maré, sendo assim responsáveis por um acréscimo das velocidades das correntes de vazante na Baía de Vitória, com o fluxo de vazante dominante durante as sizígias, perdendo força quando se aproxima da quadratura.

Com uma amplitude de maré menor que 2m, as marés do SEBV são classificadas como micromarés, sendo semidiurnas com desigualdades diurnas (Rigo, 2004). Barros Filho (2002) observou que o escoamento das águas ocorre em forma de jato durante o período de maior intensidade das correntes, o que é mais evidente na vazante, em função do estreitamento do canal de acesso ao Porto de Vitória. De acordo com Saldanha (2007), no SEBV a vazão do SMV e a maré são forçantes significativas na hidrodinâmica e no transporte de constituintes. Em complementação, Rigo (2004) afirma que os tempos de enchente e vazante da maré, mais as relações de fase dos constituintes harmônicos, ao longo da Baía de Vitória, ajudam a entender e explicar a deformação da onda de maré no interior da baía. Isso decorre do fato de que a dominância das correntes no interior da Baía de Vitória não consegue ser explicada somente pela maré no Porto de Tubarão, uma vez que a onda de maré incidente na região propaga-se da Baía do Espírito Santo (Tubarão) para a Baía de Vitória. Levando em consideração como forçantes a maré astronômica e vazão do SMV com o objetivo de avaliar o padrão de escoamento da Baía de Vitória, Garção & Chacaltana (2009), constataram que as marés de sizígia proporcionaram as maiores velocidades, atingindo até $42\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$, com a porção sul do SEBV apresentando as maiores magnitudes. Com relação a salinidade, os resultados mostraram que a mesma se comportou de acordo com a variação da maré, com a porção sul da Baía de Vitória fortemente influenciada pela água oriunda do oceano adjacente, a parte norte sujeita à

intensidade das vazões do SMV, com a parte central se apresentando como uma área de convergência das duas forçantes.

Visando avaliar a influência da vazão aportada pelo SMV na qualidade das águas da Baía de Vitória através de modelagem computacional, Saldanha (2007) pôde constatar que a principal componente geradora do escoamento seria o gradiente da elevação do nível do mar. A geometria do estuário determina o padrão de circulação, sendo que, quando da ocorrência de condições de sizígia, durante a enchente as maiores velocidades encontram-se próximas a entrada da Baía de Vitória e na vazante próximas ao Canal da Passagem e na foz do SMV. As velocidades de vazante são, em geral, superiores as de enchente, podendo atingir o dobro das velocidades de enchente, enquanto que em marés de quadratura, não se constatou diferenças significativas. Durante as simulações foi constatado ainda que na sizígia existe uma região que funciona como divisor de águas. Localizada entre o Canal da Passagem e o canal principal do SMV na enchente e nas proximidades do Rio Bubú na vazante, essa região direciona o escoamento no período posterior à estufa, ficando comprovado ainda que as seções fluvial e estuarina não funcionam separadamente, mas estão interligadas, o que impossibilita a tomada de decisões para a gestão ambiental estuarina de forma fragmentada.

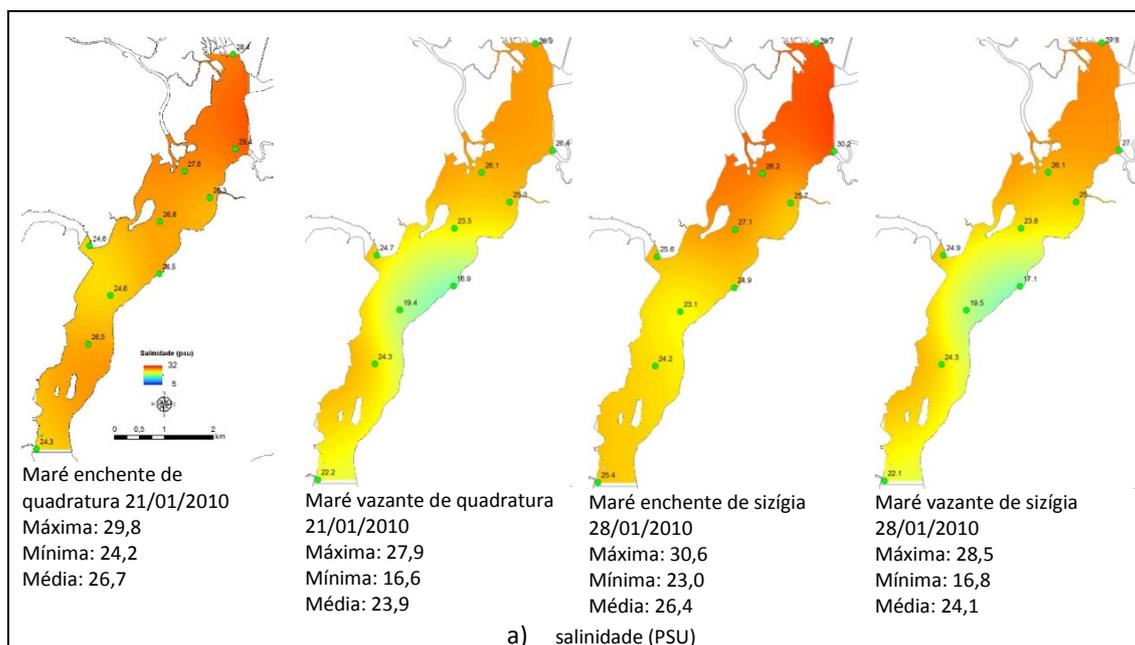
Levantamentos realizados por Barbosa (2010) constataram a influência da vazão do SMV na salinidade do estuário, no trecho compreendido entre a foz do rio e a segunda ponte (centro de Vitória), cuja diminuição está associada a períodos de maiores vazões fluviais ($> 27 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Valores elevados de turbidez ($> 100 \text{ UNT}$) estariam provavelmente associados a sólidos em suspensão transportados pelos rios afluentes e pelas descargas de esgotos em galerias pluviais encontradas ao longo da área. A relação entre a vazão do SMV e os manguezais do SEBV foi citada em Saldanha (2007), destacando a sua importância para a manutenção do manguezal existente na foz do rio. Pelissari & Sarmiento (2000) alertavam para o fato de que um fator potencial de degradação do manguezal é a redução do aporte de água doce decorrente de captação de água do SMV para o abastecimento da população da Grande Vitória, além de eventuais volumes outorgados pelo órgão responsável para diferentes usos das águas na bacia.

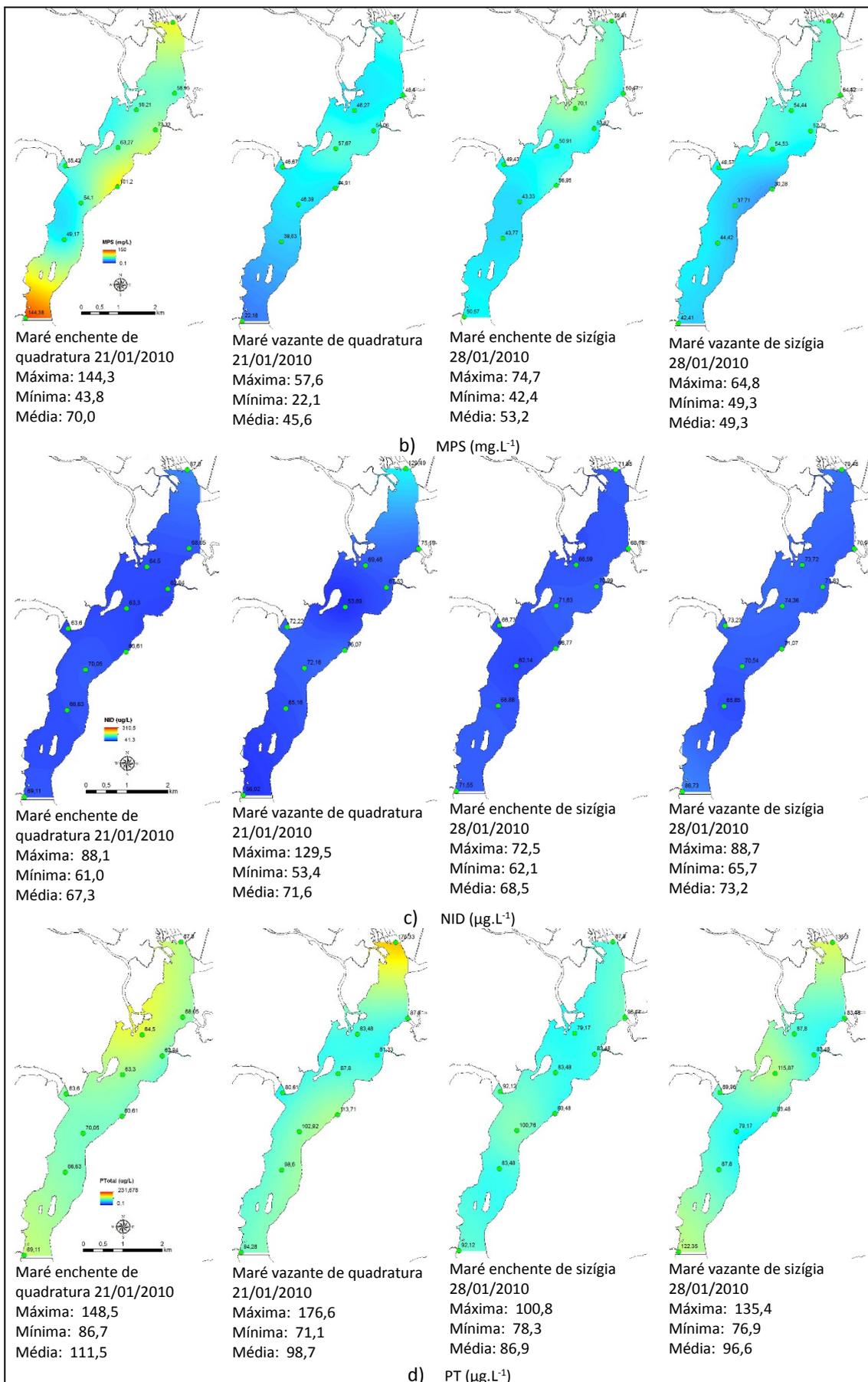
Barroso et al., (2015) realizaram uma caracterização dos aspectos da qualidade das águas na porção norte do SEBV. As amostragens foram realizadas no período de setembro de 2009 a maio de 2010, e os principais resultados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Estatística descritiva de variáveis físicas, físico-químicas, hidroquímicas e hidrobiológicas da porção norte do SEBV 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
Ampl	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

Na Figura 10 são apresentados os modelos de distribuição dos resultados obtidos em diferentes situações de maré, durante o período chuvoso, no mês de janeiro de 2010, para salinidade, material particulado em suspensão – MPS, nitrogênio inorgânico dissolvido – NID, fósforo total - PT e clorofila. Com base nas informações disponíveis no HIDROWEB/ANA (2015), as vazões medidas para o SMV foram de 15,9 e 12,0 m³.s⁻¹ nos dias 21 e 28/01/2010, respectivamente.





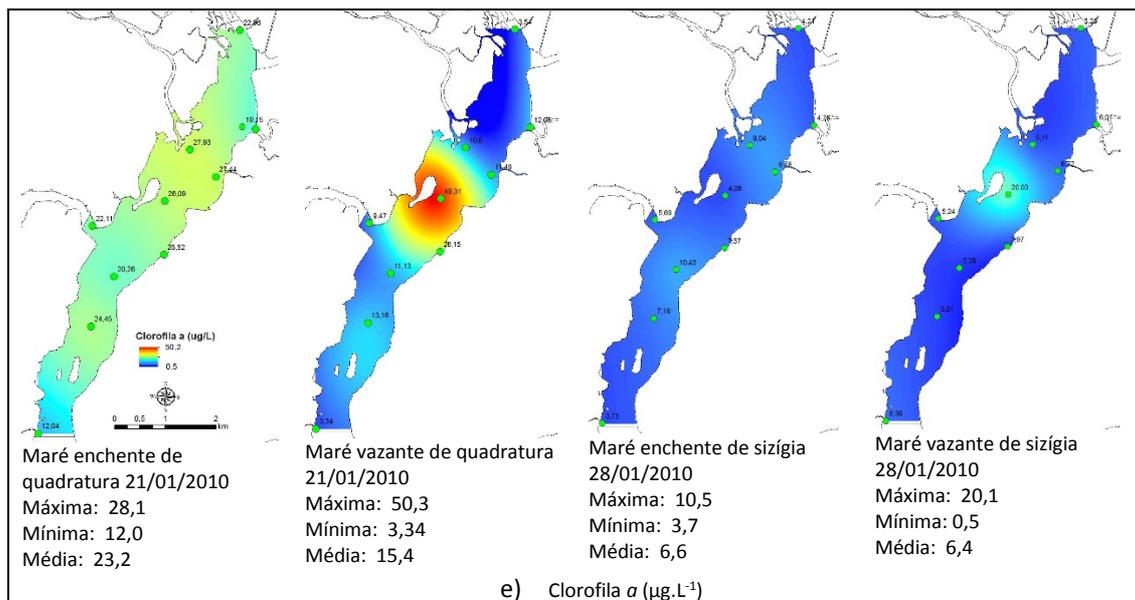


Figura 10: Modelos de distribuição de variáveis descritoras da qualidade da água na porção norte do SEBV, segundo Barroso *et al.*, (2015): a) salinidade PSU); b) Material particulado em suspensão - MPS (mg.L⁻¹); c) nitrogênio inorgânico dissolvido – NID (µg.L⁻¹); d) fósforo total - PT_i (µg.L⁻¹); e) clorofila a (µg.L⁻¹).

Para o período modelado, na campanha de 21 de janeiro/2010 foram observados os menores valores máximos e mínimos, assim como médios, para salinidades, 27,9; 16,6 e 23,9 PSU, respectivamente, em condição de quadratura vazante. Este fato confirma a influência da vazão do SMV no estuário, uma vez que nesse dia a vazão era superior à do dia 28/01. Ao longo de todo o período estudado (set/2009 – maio/2010), a salinidade observada na estação mais próxima da foz do rio Santa Maria da Vitória, apresentou valores entre 25,7 (sizígia enchente setembro/2009) e 5,0 PSU (quadratura vazante maio/2010), considerados períodos seco e chuvoso, respectivamente. Em consequência de um prolongado período de estiagem, ao longo dos anos de 2014 e 2015, que resultou em baixos valores de vazão para o SMV, Leite (em desenvolvimento) constatou, em outubro/2015, valores de salinidade de até 35,8 PSU para a mesma região, em situação de vazante sizígia.

Para MPS é possível constatar a influência dos tributários, com as maiores concentrações estando associados aos rios Bubu, Itanguá e SMV. Inclusive, uma menor vazão do SMV refletiu no aporte de MPS e em maior diluição do material carregado, pois observa-se uma distribuição mais homogênea das concentrações, quando da situação de enchente sizígia, no dia 28/01/10, condição de um maior aporte de água marinha ao estuário.

A análise dos modelos de distribuição confirma a importância das fontes de contaminantes antrópicas na qualidade das águas do SEBV. De uma maneira geral, é possível constatar que as maiores concentrações de NID e PT estão associadas a foz dos rios Itanguá, Bubú e SMV. As maiores concentrações, 129,5 e 176,6 µg.L⁻¹ de NID e PT, respectivamente, foram observadas

em situação de vazante quadratura, no dia 21/01/10, resultado de uma maior vazão do SMV e uma menor diluição das águas, decorrente de uma menor intensidade no aporte de água marinha ao estuário. Essa condição possibilitou ainda uma maior produção primária, uma vez que os maiores valores de Clorofila α ($50,3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) também foram constatados nessa ocasião.

No Capítulo 3 serão quantificadas e caracterizadas as diferentes fontes potenciais de emissão de nutrientes associadas as bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Com base na distribuição das características sedimentares observadas por D'Agostini (2005), o SEBV apresenta um comportamento típico de estuários dominados por maré, enquanto que sedimentos superficiais observados nas chamadas regiões "fundo da Baía" e "Canal do porto" nem sempre correspondem com a hidrodinâmica observada, havendo a possibilidade dos aportes fluviais como provável fonte de sedimentos lamosos. Para Paiva (1999 *apud* Veronez Jr., 2009) a pequena contribuição de sedimentos de origem marinha indicaria que o canal da Baía de Vitória estaria passando por um processo de adaptação hidrodinâmica, evoluindo da condição de estuário para rio. Enquanto que Dalmaschio (2008), tendo como base estudos de vazão e descarga sólida em um ponto localizado na foz do SMV no SEBV, concluiu que o aporte de sedimentos responsável pela evolução do delta e preenchimento do estuário ocorre em períodos de chuvas intensas, uma vez que durante os períodos de estiagem há um baixo ou nulo aporte de partículas. Veronez Jr. (2009) identificou no SEBV quatro processos sedimentares distintos, sendo possível delimitar a região com predominância da influência fluvial, conforme pode ser observado na Figura 11, caracterizando a complexidade do fundo do sistema estuarino. Assim, Veronez Jr. (2009) afirma que "como se trata de um sistema estuarino com duas comunicações com o oceano, sua dinâmica é muito complexa, o que torna medidas pontuais de correntes e transporte de sedimentos em dados que podem não representar o sistema estuarino, dependendo da posição na qual foram tomados".

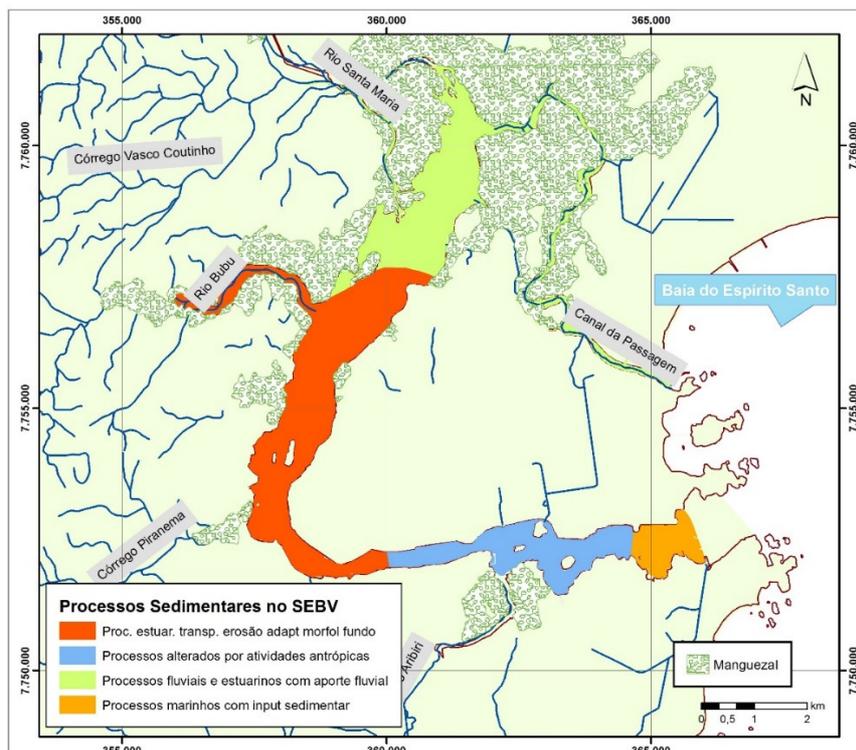


Figura 11: Processos sedimentares no SEBV (Veronez Jr., 2009).

O manguezal existente no SEBV é constituído por espécimes arbóreas de *Rhizophora mangle* (aproximadamente 60 %), *Laguncularia racemosa* (aproximadamente 30 %) e *Avicennia schaueriana* (aproximadamente 10 %). Os mangues são ribeirinhos e de bacia, não havendo uma zonação rígida destas espécies no manguezal (Carmo, 1987). Tendo como base o trabalho de Lorena *et al.*, (2013), a extensão do manguezal na região do SEBV é de 24,87 km², para um espelho d'água de 18,07 km².

Poluição e Contaminação

Apesar da relação histórica com os manguezais do SEBV, observa-se nas últimas décadas um incremento da pressão antrópica na Baía de Vitória, que vem sofrendo forte degradação ambiental decorrente de um extenso e, em muitos casos, descontrolado, processo de urbanização em seu entorno. A ocupação é associada a aterros, intensa atividade portuária e, principalmente, despejo de esgotos domésticos tratados e *in natura*. Os efeitos dessa degradação já vinham sendo citados por Carmo (1987), Ferreira (1989) e Carmo *et al.*, (1995), com diminuição de suas áreas por aterros. Nunes (2005) estudando as alterações da fisiografia no entorno do SEBV, constatou que as maiores alterações ocorreram nas áreas de manguezal. Do início do Século XIX (1815-1817), até o ano de 2002, foram aterradas ou descaracterizadas um total de 13,9 km², além de apropriação do espelho d'água das Baías de Vitória e do Espírito

Santo, totalizando 4,4 km². Houve, no período estudado, uma redução de 40 % das áreas originalmente ocupadas pelo manguezal e de 10 % do espelho d'água.

Jesus *et al.*, (2004) identificaram contaminação por metais no sedimento coletado em diferentes setores da Baía de Vitória. O estudo constatou que nas regiões do Canal da Passagem e canal do Porto de Vitória, em geral, foram encontradas as maiores concentrações de metais Cu, Pb, Zn, Mn e Hg, 660, 262, 812, 3325, 0,82 µg.g⁻¹, respectivamente, oriundos de aportes antrópicos. A contaminação por metais no Canal da Passagem foi confirmada por Costa *et al.*, (2015) ao avaliar amostras de testemunhos de sedimentos (50 cm). Os resultados obtidos sugerem que as áreas estudadas do Canal da Passagem apresentam aportes para diferentes contaminantes como metais traço, hidrocarbonetos e traçadores biogeoquímicos. A contribuição antrópica foi responsável para o aumento da concentração dos metais Zn, Cd, Cu, Pb e compostos petrogênicos.

A contaminação por esgotos domésticos foi confirmada em diferentes estudos sobre a qualidade da água e sedimentos no SEBV (Neto *et al.*, 2006; Santos, 2007; Borges, 2009; Justino, 2009; Santos, 2011; Souza, 2012; Martins, 2013; Grilo *et al.*, 2013; Barroso *et al.*, 2015, Grilo *et al.*, no prelo). Santos (2007) e Borges (2009) estudando água e sedimento, evidenciaram que o SEBV vem recebendo aporte predominantemente orgânico, com a ocorrência de concentrações elevadas nos sedimentos. Avaliando a qualidade das águas, Santos (2007) e Lehrback (2012) identificaram também aporte de hidrocarbonetos oriundo de óleo mineral, com base na distribuição dos n-alcanos e a presença da mistura complexa não-resolvida, provavelmente originados das atividades portuárias e de esgotos sanitários.

Para D'Agostini (2005), a grande quantidade de matéria orgânica encontrada no sedimento do SEBV, que representaria até 25 % da sua composição em alguns locais, é reflexo do impacto que a urbanização tem causado a partir do despejo de esgotos domésticos e resíduos sólidos *in natura*. Santos (2011) concluiu que as concentrações observadas de N Kjeldahl (1,09 a 5,66 mg.L⁻¹) e PT (0,09 a 0,44 mg.L⁻¹) no elutriado dos sedimentos podem estar associados à fonte antropogênica, particularmente esgoto doméstico. Grilo *et al.*, (2013) avaliou amostras de testemunhos de sedimentos (50cm) na região do Canal da Passagem, visando identificar a influência do processo de urbanização recente na deposição de matéria orgânica. O estudo constatou a origem e concentração de matéria orgânica, associada às mudanças do uso e ocupação no entorno do Canal da Passagem, particularmente a conversão de floresta de mangue em área urbana.

Com o objetivo de avaliar a qualidade microbiológica da água do estuário da Baía de Vitória, Loss (2012) realizou monitoramento em 4 pontos durante 19 meses, de modo a quantificar a presença de vírus entéricos (adenovírus – AdV, rotavírus – RV e norovírus GII – NoV) e indicadores bacterianos de poluição fecal (coliformes termotolerantes e Enterococos). Os resultados indicaram a presença de indicadores bacterianos e virais em todos pontos de monitoramento, revelando que o sistema estuarino recebe aporte recente de esgoto *in natura* em diversos pontos, comprometendo a qualidade sanitária do mesmo. A partir de estudos de amostras de moluscos bivalves (*Mytella guyanensis*, *Mytella charruana* e *Crassostrea rhizophorae*) encontrados na SEBV, Justino (2009) e Souza (2012) revelaram elevadas concentrações de coliformes totais e *Escherichia coli* e elevada prevalência do genoma dos vírus entéricos adenovírus e rotavírus. Keller *et al.*, (2013) constataram concentrações de *E. coli* até 400 vezes maiores em mexilhões que as encontradas nas amostras de água coletadas, com genomas de adenovírus e rotavirus detectados em 76,0 e 88,0 % das amostras de águas, respectivamente e em 100 % das amostras de mexilhões coletadas na porção norte do SEBV. A elevada contaminação viral e bacteriológica das amostras indicaria que a área está sob impacto antropogênico crônico, resultante do despejo de esgoto sanitário na região. Apesar de não analisar os tecidos de bivalves, Martins (2013) conclui que os níveis de coliformes termotolerantes e enterococos das amostras de água do estuário apresentam-se superiores aos limites ($43 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$) estabelecidos para águas destinadas ao cultivo de bivalves definido pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA Nº 357 de 2005, conclusão referendada por Keller *et al.*, (2013), que, inclusive, não recomendada a cata de mariscos, assim como o seu cozimento sempre antes do consumo.

A distribuição de vírus entéricos nas águas da Baía de Vitória foi avaliada por Pratte-Santos (2014), por meio de genomas de RV A, NoV GII e AdV humano, em 34 amostras de água, sendo que em 71,0 % destas foi detectado pelo menos um tipo de vírus. Os três vírus foram detectados em praticamente todo o período de monitoramento (11/12 meses, 91,6 %). Rotavírus foi o patógeno mais frequente, sendo detectado em 56,0 % das amostras de água, enquanto NoV esteve presente em 31,0 % e AdV em 29,0 % das amostras. Também foram identificados valores médios elevados dos indicadores bacteriológicos de poluição fecal, com máximos de $2,4 \times 10^4$ e $1,5 \times 10^4$ UFC por 100 mL^{-1} de coliformes termotolerantes e *Enterococci*, respectivamente. Os resultados indicaram que existe uma considerável disseminação nas águas superficiais estudadas de vírus e bactérias entéricas. A contaminação ambiental pode representar um risco para as populações humanas, visto que esses patógenos são conhecidos agentes causadores de gastroenterite aguda viral e servem como indicadores de outras doenças entéricas.

Visando relacionar a distribuição de coliformes termotolerantes com a hidrodinâmica, fontes de poluição e físico-química das águas, Alves *et al.*, (2015) realizaram amostragem de água em 5 pontos ao longo do Canal da Passagem. A maior concentração encontrada foi de $1,5 \times 10^5$ NMP.100mL⁻¹, com a menor sendo de ≤ 26 NMP.100mL⁻¹, ambas durante a maré baixa na primavera. De acordo com a legislação, Resolução CONAMA Nº 357 (2005), as águas foram classificadas como próprias somente para navegação e harmonia paisagística, havendo uma relação entre a distribuição de coliformes termotolerantes e as fontes pontuais de poluição existentes. De modo a avaliar o estado de eutrofização do SEBV, Grilo *et al.*, (no prelo) analisaram amostras de água e sedimento do SEBV. Os valores encontrados variaram de 0,2 a 3,2 μ M de ortofosfato, 0,25 a 1,14 μ M de nitrito, 1,83 a 20,19 μ M de nitrato, 4,19 a 49,23 μ M de amônia, 0,61 a 6,72 μ g.L⁻¹ de clorofila α e 14 a $5,0 \times 10^4$ NMP.100 mL⁻¹ de coliformes termotolerantes. Os resultados indicaram que o SEBV está em processo de eutrofização, com o Canal da Passagem sofrendo os maiores impactos, sendo o despejo de esgoto *in natura* o fator mais importante. Os valores de densidade para a meiofauna foram semelhantes aqueles observados em ambientes com níveis semelhantes de poluição.

Na análise da comunidade de peixes como ferramenta para avaliação da qualidade ambiental nos canais de manguezal do SEBV, Fonseca (2005) identificou as espécies mais comuns na área “impactada”, local sob influência de esgoto doméstico. Essa área foi a que apresentou maiores concentrações de nutrientes e menores valores de oxigênio dissolvido e pH. O autor concluiu que comunidade da ictiofauna apresenta composição específica da comunidade de peixes entre as estações de amostragem e encontra-se significativamente diferenciada, com espécies de maior tolerância à ambientes impactados por aporte de efluentes sanitários. Com objetivo de avaliar riscos à saúde humana decorrente do consumo de pescado, Joyeux *et al.*, (2004) analisaram a concentração de metais em amostras de tecidos musculares de tainhas (*Mugil spp*) e robalos (*Centropomus spp.*) capturados na Baía de Vitória. Foram constatados maiores teores de Cd (0,040 μ g.g⁻¹ peso úmido) e Pb (0,41 μ g.g⁻¹ peso úmido) e menores teores de Zn (4,26 μ g.g⁻¹ peso úmido) em tainhas que em robalos, sendo que as concentrações de Cr (0,097 a 0,410 μ g.g⁻¹ peso úmido) estão em quantidade maior que a admissível pela legislação brasileira.

Visando estimar a carga poluidora gerada pelos municípios de Vitória e Serra, para à Baía de Vitória e Canal da Passagem, De Moraes (2008) conclui que a taxa de urbanização do solo está diretamente relacionada às cargas de constituintes do esgoto sanitário, pois, quanto maior a área urbanizada, maior a tendência de cargas elevadas. A partir de dados de população projetados para o ano de 2006, o autor estimou as potenciais cargas de nutrientes (N e P) por bacias de drenagem com aporte direto na Baía de Vitória e Canal da Passagem. Sendo estimados

aportes diários de 1.303 kg de N e 158 kg de P. Com base em amostras de água coletadas nos pontos de despejo de esgotos sanitários *in natura* das bacias de drenagem citadas, foi possível constatar que há uma variação periódica dos parâmetros associados ao despejo de esgoto, com ciclo de maré semi-diurno, possibilitando maior renovação das águas em ocasiões de preamar de sizígia, porém com contenção do esgoto no interior das galerias de águas pluviais (De Morais, 2008).

Baseado nos mesmos fatores de De Morais (2008) (54 g de DBO, 1 g de fósforo, e 4,5 g de nitrogênio amoniacal por habitante.dia⁻¹), e ampliando a área de estudo, Cassini (2011) estimou as cargas orgânicas oriundas de galerias de águas pluviais do município de Vitória que afetam setores mais internos do SEBV, e que não possuem sistema de coleta para tratamento do efluente doméstico. Os resultados são apresentados na Tabela 3 e na Figura 12 tem-se a localização dos pontos de despejo, que são complementados por aqueles apresentados em Alves (2008), De Morais (2008) e AGERH (2015a).

Tabela 3: Potenciais aportes de DBO e nutrientes à Baía de Vitória em 2006 (Cassini, 2011).

Bacias de Drenagem	População (dados de 2006)	Carga de DBO (kg.d ⁻¹)	Carga de Fósforo (kg.d ⁻¹)	Carga de N Amoniacal (kg.d ⁻¹)
1 - Galeria da EBAP da CESAN	21.962	1.185,9	21,9	98,8
2 - Galeria da Av. Paulino Muller	11.920	642,7	11,9	53,6
3 - Galeria da rua Duarte Ferreira	6.602	356,5	6,6	29,7
4 - Canal afluyente à Baía de Vitória	33.349	1.800,8	33,3	150,0
5 - Canal dos Escravos	36.384	1.964,7	36,3	163,7
6 - Rio Bubu	97.974	5.263,6	97,4	438,6
7 - Rio Itanguá	54.848	2.961,8	54,8	246,8
8 - Rio Marinho	262.138	14.155,5	262,1	1.179,6
9 - Rio Aribiri	158.415	8.554,4	158,4	712,8
10 - Canal da Costa	135.850	7.335,9	135,8	611,3
11 - Galerias da região interna da Baía de Vitória	44.124	2.382,7	44,1	198,5
Total	863.566	46.605	863,6	3.883,4

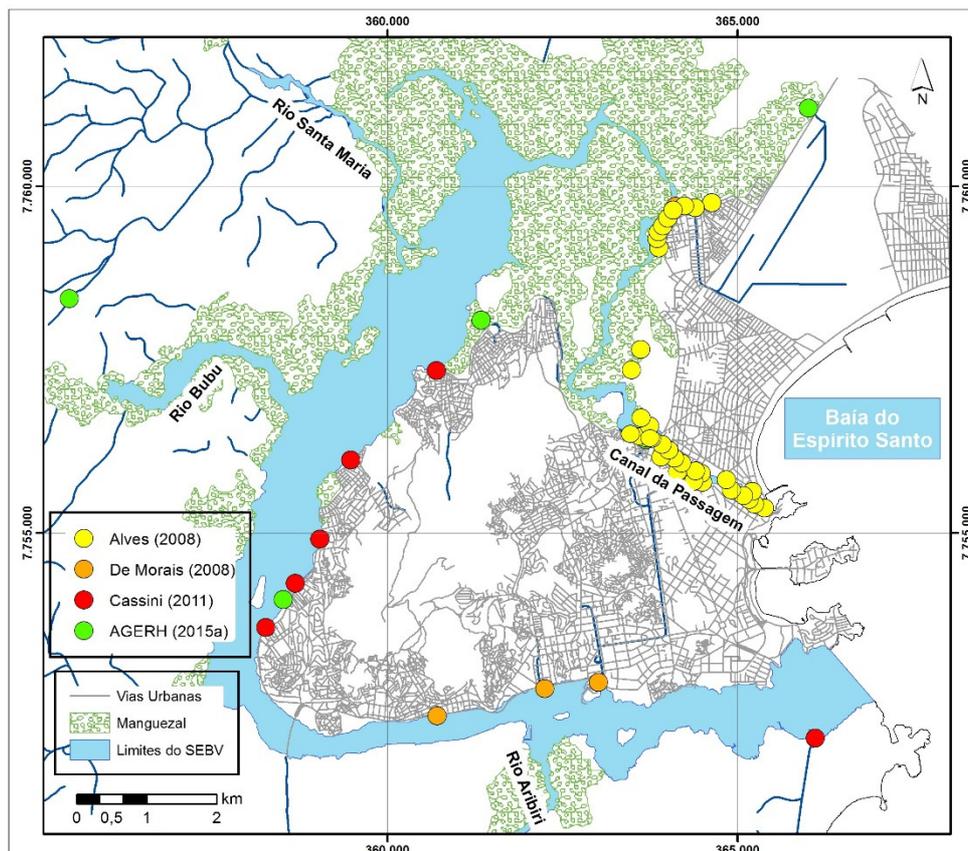


Figura 12: Principais fontes de poluição pontual por esgotos domésticos *in natura* e pluviais para o SEBV. Os pontos representam a região onde existem galerias pluviais que aportam cargas orgânicas. Baseado em Alves (2008), De Morais (2008), Cassini (2011) e AGERH (2015a).

A estação de tratamento de esgoto - ETE Jardim Camburi, se situa no município de Vitória, possuindo o sistema de tratamento secundário por lagoa aerada/facultativa. Essa ETE recebe os esgotos sanitários provenientes dos bairros Boa Vista, Goiabeiras, Jabour, Jardim Camburi, Jardim da Penha, Maria Ortiz, Mata da Praia, Morada de Camburi, Pontal de Camburi, República, Solon Borges, Segurança do Lar, pertencentes ao município de Vitória, e dos bairros Carapina I, de Fátima, Eurico Salles, Hélio Ferraz, Manoel Plaza, Rosário de Fátima, pertencentes ao município de Serra (De Morais, 2008, CESAN, 2015b) (Figura 13). Uma vez que parte dos bairros abrangidos se situam fora da área de drenagem natural para o SEBV, configura-se um caso de transposição de bacias, podendo, inclusive, resultar em descargas máximas muito maiores do que em bacias com a mesma dimensão, mas que não estejam ligadas através de redes drenagens artificiais (Marsh, 1991).

A população atendida pela ETE é de ~155.000 habitantes (CESAN, 2015b), com ~19.000 situados na região de transposição. A vazão média do efluente da ETE é de 25.590,0 m³.dia⁻¹, para uma concentração média de 60,33 mg.L⁻¹ de DBO₅ e 4,1 mg.L⁻¹ de P Total no efluente final (AGERH,

2015a; CESAN, 2015b). Barroso *et al.*, (1997) encontraram no efluente final da ETE concentrações de 23,0, 19,82 e 3,73 mg.L⁻¹ para DBO, NT e PT, respectivamente.

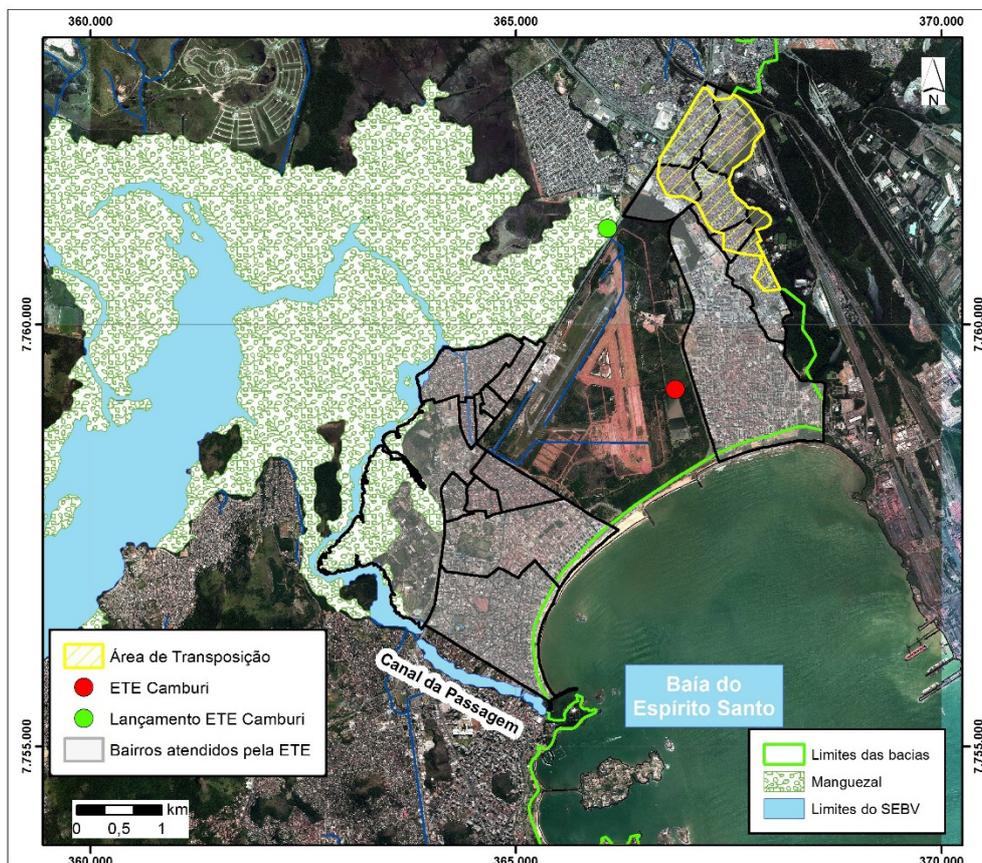


Figura 13: ETE de Camburi, bairros abrangidos e local de despejo do efluente final.

Com base em Oliveira (2006), Cassini (2011) considerou como concentração natural de nutrientes na interface estuário/região marinha os seguintes valores médios: 0,02; 0,05 e 0,03 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal, nitrato e fosfato, respectivamente. As estimativas de aporte de nutrientes serviram para avaliar a aplicabilidade de um modelo ecológico para o SEBV, o EPA-AQUATOX, com Cassini (2011) simulando cenários de poluição por carga de DBO e nutrientes. Os valores estimados foram 25.825,68; 2.151,95 e 480,79 kg.d⁻¹ para DBO, Nitrogênio Amoniacal e Fósforo Total, respectivamente. Nas simulações realizadas, Cassini (2011) constatou a grande influência dos aportes pontuais urbanos de nutrientes e matéria orgânica na qualidade das águas do SEBV, havendo uma diferença de até 3.600 % entre o resultado com e sem o aporte pontual. Nos cenários em que o aporte urbano foi desconsiderado, houve uma diminuição significativa das concentrações de DBO e nutrientes, permanecendo abaixo dos limites para enquadramento nas Classes 1,2 e 3 da Resolução CONAMA Nº 357. Cassini (2011) constatou ainda que uma vez que o aporte urbano desses constituintes (DBO e nutrientes) ser mais

significativo que o fluvial, em períodos de maior vazão fluvial ocorre uma diminuição da concentração destes no SEBV, ocorrendo o inverso em situações de menor vazão fluvial.

Visando conhecer a influência das águas do SMV na qualidade das águas do SEBV, Saldanha (2007) constatou que os resultados de despejos de efluentes domésticos com maior potencial de comprometimento estão associados a situações de maré de quadratura com vazão fluvial durante a estiagem. Foi possível estimar que concentrações de coliformes igual ou inferior a $4.000 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ não comprometeriam a qualidade das águas da Baía de Vitória. As concentrações encontradas confirmam que a qualidade das águas no estuário possui influência de eventuais despejos de efluentes na porção inferior do SMV. Tendo como base modelagem da qualidade das águas, Curbani (2016) concluiu que o sistema estuarino pode ser dominado por fontes urbanas (rios, galerias e canais), com os pequenos rios (Bubu, Itanguá, Aribiri e Marinho) indicando uma dominância de fontes urbanas de N para a Baía de Vitória, além de apresentarem concentrações mais elevadas de N-amoniaco. Nas simulações realizadas, as concentrações mais elevadas estiveram próximas ao Rio Itanguá ($25; 0,4$ e $1,4 \text{ mg} \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$ de NH_4^+ ; NH_3 e NO_3 , respectivamente). No Capítulo 3 serão discutidas as potenciais fontes de emissões de nutrientes associadas às diferentes bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Com o objetivo de definir um índice de proteção a vida aquática para o SEBV, Barbosa (2010) fez um amplo levantamento de indicadores de qualidade das águas. Com base nos indicadores adotados, as águas do SEBV foram classificadas, de uma maneira geral, em qualidade Ruim ou Péssima. Nesse estudo foi constatado que as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram valores abaixo dos $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ recomendado em legislação (CONAMA Nº 357). Algumas estações amostradas apresentaram valores acima de $0,003 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para fenol, provavelmente oriundo de efluentes industriais resultantes de processos de fabricação de resinas e siderurgias. Ainda segundo o autor, a concentração de fósforo observada na maioria das estações de amostragem estava abaixo dos limites sugeridos pela CONAMA Nº 357 (águas salobras Classe 1). Para os metais estudados, Cd, Pb, Cu, Cr, Hg e Ni, não foram encontradas concentrações na água acima do limite de detecção em nenhum ponto das seis campanhas de amostragem. Somente Zn foi observado nas amostras de água superficial, mas estaria associado as camadas superficiais do sedimento, que com a diminuição da vazão dos rios foi ressuspensionado e disponibilizado para a coluna d'água.

Conflitos de Uso

A Região Metropolitana da Grande Vitória e o complexo portuário instalado no entorno do Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV são exemplos da situação de conflitos de uso e pressões antrópicas em estuários. O SEBV constitui um importante sistema estuarino, com uma ampla gama de características ambientais e culturais, que muitas vezes se mostram incompatíveis. Vianna (2009) destaca principalmente aquelas associadas a ocupação irregular no seu entorno e a presença de um dos maiores complexos portuários da América Latina, sendo o responsável pelo desenvolvimento de Vitória e do estado do Espírito Santo - ES, definindo as características de cidade-porto, mas contribuindo também para geração de conflitos ambientais e socioeconômicos. A expansão da área do porto, assim como o aumento da complexidade das suas atividades, contribui ainda mais para agravar os conflitos, uma vez que a expansão portuária de forma isolada, sem planejamento integrado, resulta na chamada “hostilidade” entre a cidade e o porto (Campos *et al.*, 2012). Mas os conflitos ambientais existentes são também reflexo de um processo de diversificação econômica que ocorreu no estado a partir da década de 70, quando se inicia um processo de industrialização, com a instalação e expansão, de forma concentrada na Região Metropolitana, de grandes unidades industriais focadas na produção de bens intermediários (Vasconcelos, 2011; AGERH, 2015a). Com esses projetos houve uma atração para a região da Grande Vitória da população rural que ficou desempregada após a erradicação dos cafezais, aproximadamente 60 mil empregos rurais, atingindo a estimativa de 240 mil pessoas, além de migrantes de outros estados, resultando em um crescimento populacional desordenado (Vasconcelos, 2011; Rocha & Morandi, 2012).

Em função do inchaço populacional resultante dessa massiva migração, os impactos se antecedem a qualquer planejamento urbano local, sendo o mesmo executado *a posteriori*, somente com objetivos de mitigar ou adequar a organização da malha urbana decorrente dessa expansão populacional (Vasconcelos, 2011; Monteiro, 2013.). Dessa forma é possível constatar que ao longo das décadas de 1960 a 1980 o conglomerado urbano foi se expandindo e os problemas sociais se multiplicando. Essas mudanças econômicas e sociais causaram também impactos ambientais negativos. Os serviços de saneamento básico (drenagem, abastecimento de água e coleta/tratamento de esgotos e resíduos sólidos) não acompanharam a urbanização. Houve a ocupação de áreas de risco com alta declividade, ou áreas passíveis de inundação, sendo que manguezais foram ocupados com moradias em condições precárias (Monteiro, 2013; AGERH, 2015a). Neste sentido, a atual situação do SEBV deve ser analisada com base no apresentado em Crossland *et al.*, (2005) e Salomons *et al.*, (2005), que sugerem que a maioria das pressões causadoras de alterações ambientais que ocorrem na zona costeira são originadas

nas suas bacias de drenagem, através do aporte de água e materiais, com a zona costeira e a suas bacias de drenagens devendo ser tratadas como um sistema integrado.

A partir da análise dos usos a que o canal principal do SEBV está submetido, Vianna (2009) identificou os principais conflitos de uso existentes, como ocupação desordenada da orla, poluição hídrica, alterações fisiográficas na forma de aterros e atividades portuárias e afins. A localização do complexo portuário no contexto da área urbana do SEBV é apresentada na Figura 14.

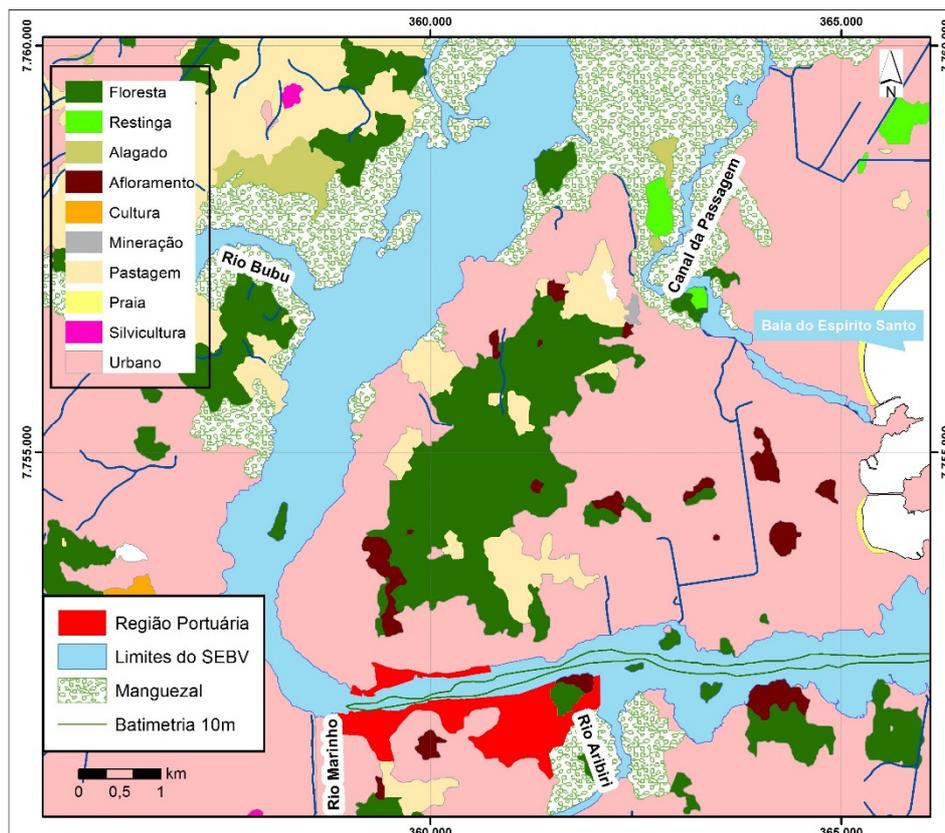


Figura 14: Localização do complexo portuário e uso e ocupação no entorno do SEBV.

Gerenciado pela autoridade portuária, a Companhia Docas do Espírito Santo - CODESA, o complexo portuário existente no SEBV é composto por um total de 10 terminais. A importância do complexo portuário instalado no SEBV foi destacada por Barros Filho (2002), ressaltando que o mesmo estaria entre os maiores do Brasil em termos de movimentação de carga. O complexo portuário está em constante expansão das suas atividades, particularmente visando o atendimento as demandas de exploração de petróleo.

Para Vianna (2009) o complexo portuário de Vitória possui uma relação na qual a história da cidade se confunde com a do porto, mas ao mesmo tempo constata-se que a atividade portuária e as operações de apoio são umas das maiores, senão as maiores, geradoras de

conflitos socioambientais, com as feições e características da Baía de Vitória sofrendo grande influência da atividade portuária. O autor constatou ainda que os principais problemas decorrentes da implantação e expansão do complexo portuário foram a supressão de diversos ambientes naturais (e.g. manguezais, costões rochosos, praias arenosas) em função de implantação de aterros e enrocamentos. Ocorreram ainda possíveis alterações na hidrodinâmica e na dinâmica sedimentar do SEBV, assim como eliminação de pontos de coleta e extração de mariscos e pescado realizados por comunidades tradicionais, além do estabelecimento definitivo da zona portuária como parte integrante da paisagem urbana. Cabe ressaltar ainda que, conforme Nunes (2005), do início do Século XIX (1815-1817) até o ano de 2002, houve uma redução de 40,0 % das áreas originalmente ocupadas pelo manguezal e de 10,0 % do espelho d'água. Esses conflitos estão associados ainda ao aumento da complexidade das atividades portuárias e a falta de um planejamento integrado entre a atividade portuária e o meio urbano (Campos *et al.*, 2012). Esse padrão é reafirmado em EGT (2014) que ressalta:

A Baía de Vitória sofre com agressões ambientais, tais como: desmatamento e aterro de manguezais, emissão de esgoto doméstico não tratado e de poluentes industriais, lançamento de lixo, contaminação por agrotóxico e pesca predatória, causando decréscimo na produtividade do manguezal, perda de valores estéticos e paisagísticos, diminuição do potencial turístico e da pesca, aumento da proliferação de vetores patogênicos e prejuízos socioeconômicos.

Assim, nesse contexto de pressões antrópicas e seus efeitos, Vasconcelos (2011) afirma que para que se possa alcançar a mobilização produtiva do território, é fundamental que a área portuária do SEBV, assim como as atividades produtivas existentes na região, sejam pensadas e tratadas como parte da infraestrutura necessária para atuar como vetores do desenvolvimento. Isso independe de eventuais limitações físicas ou diferentes expectativas, mas sim, deve ser uma postura dos gestores da cidade. Deve-se ressaltar, então, que essa perspectiva precisa ainda inserir o contínuo flúvio-estuarino, pois a expansão e consolidação dessas atividades antrópicas certamente serão nessa direção, ou seja, para as bacias que estão no entorno e drenam para o SEBV.

Governança

Com a promulgação do Decreto Estadual N° 2625-R, de 23 de novembro de 2010, os manguezais existentes na região do SEBV passaram a constituir uma área de proteção denominada de Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória, que compreende Unidades de Conservação e áreas protegidas dos municípios de Cariacica, Vila Velha, Serra e Vitória, Figura 15.

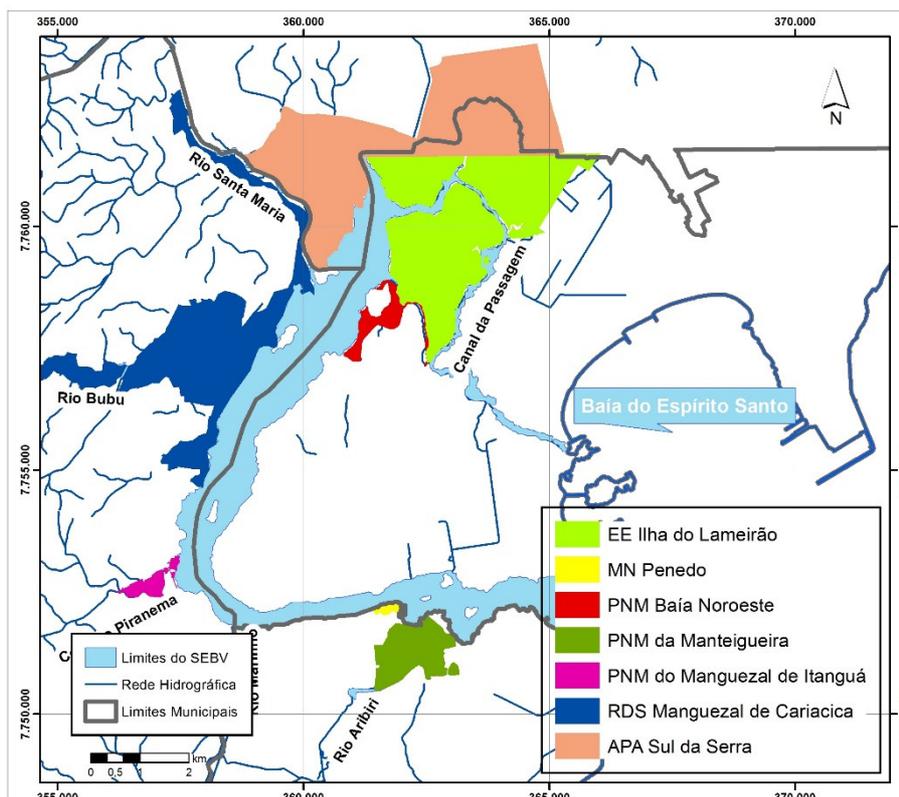


Figura 15: Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória (IEMA, 2015).

Tendo como objetivos promover a gestão integrada das áreas protegidas do manguezal da Baía de Vitória e promover a conservação da biodiversidade com a valorização da sociobiodiversidade e o desenvolvimento sustentável em um contexto regional, o Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória é composto pelas seguintes Unidades de Conservação - UCs, sob a gestão das Secretarias Municipais de Meio Ambientes, Tabela 4 (IPEMA, 2010):

Tabela 4: UCs que compõem o Mosaico de Áreas protegidas do Manguezal da Baía de Vitória (IPEMA, 2010).

UC	Município	Área (ha)	Ano de criação
Reserva do Desenvolvimento Sustentável do Manguezal de Cariacica	Cariacica	740,51	2007
Parque Natural Municipal do Itanguá	Cariacica	31,34	2007
Parque Natural Municipal Morro da Manteigueira	Vila Velha	161,86	2003
Monumento Natural Morro do Penedo	Vila velha	19,0	2007
Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão	Vitória	871,92	1986
Parque Natural Municipal Dom Luiz Gonzaga Fernandes	Vitória	63,88	1998
Área de Proteção Ambiental Municipal Manguezal Sul da Serra	Serra	1.061,16	2012

Os esforços no sentido de conservação do manguezal do SEBV vão além do enfoque nos ecossistemas. Deve-se considerar que as comunidades litorâneas espírito-santense estão estreitamente relacionadas ao manguezal em seus aspectos sociais, econômicos e culturais. A dimensão cultural é dependente do manguezal tanto no artesanato, com a panela de barro feita artesanalmente há mais de 400 anos utilizando o tanino extraído da casca de *Rhizophora mangle*, assim como a gastronomia, com a moqueca e a torta capixaba, feitas com espécies da fauna do manguezal (IPEMA, 2010). As atividades extrativistas ocorrem de maneira geral ao longo de todo o manguezal da região, sendo realizadas, principalmente, por populações de pescadores que extraem recursos naturais disponíveis. A cata de caranguejo e de siri, a pesca, a extração de tanino, são atividades realizadas sem plano de manejo ou monitoramento, devido a fiscalização insuficiente, causando a redução dos estoques do pescado, relatados pelos próprios catadores e pescadores (IPEMA, 2010).

A necessidade de conservação do manguezal ultrapassa a fauna e flora, uma vez que, do ponto de vista hidrológico, há uma constante preocupação com as vazões das bacias hidrográficas que aportam ao SEBV e os eventuais efeitos que a sua diminuição e/ou intermitência poderiam causar no estuário e, conseqüentemente no manguezal. O SMV possui uma vazão média anual de $17,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, com as demais bacias aportando no SEBV $\sim 3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Rigo, 2004). A tendência natural é a expansão das atividades antrópicas e conseqüentemente o aumento da demanda de água doce, o que faz com que a possibilidade de diminuição da vazão do SMV seja perfeitamente factível e deva ser inserida em programas de gestão. A alteração do regime de vazões, incluindo sua sazonalidade, pode gerar profundas modificações na hidrodinâmica e nas condições físico-químicas dos estuários. A redução das vazões resulta em uma maior extensão e permanência da intrusão salina, no aumento do tempo de residência das águas no estuário, além uma redução da carga de sedimentos e de material dissolvido e na potencial formação de zona de turbidez máxima. Com a redução do aporte fluvial, o aumento do tempo de residência pode, ainda, resultar em aumento das concentrações de poluentes e microorganismos patogênicos (Alber, 2002).

Lima (2011) reforça que fatores como taxa de sedimentação, subsidência do sedimento, descarga fluvial, marés e mudanças no nível do mar, influenciam o crescimento e a sobrevivência do manguezal. A extensão dos danos ao manguezal está associada a disponibilidade de descarga fluvial, podendo ser maior quando o manguezal já está sob estresse ambiental (e.g., hipersalinidade). Esta condição sugere que florestas de bacia, caracterizadas por um menor fluxo de água, seriam mais suscetíveis do que florestas de franja, com maior fluxo de água. Pascoalini (2014) constatou que alterações na salinidade do SEBV geram diferentes efeitos nas diferentes

espécies de manguezal. Em condições de maior salinidade (média de 27,13) os resultados apontam que *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* apresentariam melhor desempenho fotoquímico ($2,20 \pm 0,15$ e $2,23 \pm 0,13$ de PI total - Índice de Desempenho, respectivamente.). A avaliação de trocas gasosas claramente indica que *Avicenia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* são as espécies mais tolerantes a salinidades elevadas (Falqueto *et al.*, 2008). Com o objetivo de diagnosticar a influência da frequência de inundação, salinidade e profundidade do lençol freático no desenvolvimento estrutural das florestas de mangue no SEBV, Lima (2011) constatou que *Rhizophora mangle* tende a ocorrer nas áreas mais frequentemente inundadas e menos salinas. *Avicenia schaueriana* em áreas menos inundadas e mais salinas e *Laguncularia racemosa* em áreas com lençol freático profundo. A distribuição das espécies respondeu, principalmente, a fatores externos (frequência de inundação, profundidade do lençol freático e salinidade). As variáveis abióticas estudadas explicaram 58,4 % da variação estrutural, de modo que a análise da zonação indicaria alterações hidrológicas causadas por alterações antrópicas e mudanças climáticas.

Em ação conjunta com os Comitês de Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu, com vistas a garantir que a qualidade dos rios seja compatível com os usos, a AGERH (2015a) promoveu o enquadramento das águas das diferentes bacias que drenam para o SEBV. O SMV no seu curso final estaria enquadrado como Classe 2 e as águas salobras pertencentes ao SEBV seriam classificadas como Classe 2 Salobra.

Essas classes de uso são assim definidas (Resolução CONAMA Nº 357):

- *Classe 2*: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) a proteção das comunidades aquáticas;
- c) a recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) a irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) a aquicultura e a atividade de pesca.

- *Classe 2 Salobras*: águas que podem ser destinadas:

- a) a pesca amadora; e
- b) a recreação de contato secundário.

Visando contribuir para o processo de enquadramento das águas da Baía de Vitória, Saldanha (2007) elaborou cenários de qualidade das águas através de modelagem hidrodinâmica, de modo a avaliar a influência do Rio Santa Maria. Os resultados indicaram que aportes com concentrações iniciais de 4.000, 10.000 e 50.000 NMP.100mL⁻¹ de coliformes termotolerantes e T90 de 15 horas, satisfazem os padrões de enquadramento estabelecidos na resolução em vigor (CONAMA Nº 357), a qual recomenda que as águas doces serão consideradas classe 2 e as águas salinas e salobras classe 1. No caso de aportes de efluentes com coliformes em concentração igual ou inferior a 4.000 NMP.100mL⁻¹, são obtidas concentrações que possibilitam classificar toda o estuário do SMV como classe 1. Concentração acima de 50.000 NMP.100mL⁻¹ e T90 de 15 horas, excederia os limites estabelecidos para classificação das águas para o estuário; Classe 1, e para o rio; Classe 2 (Saldanha, 2007). Ao simular cenários com base no proposto no Projeto Águas Limpas (CESAN, 2015), que previa o recolhimento e tratamento de todo o esgoto urbano do município de Vitória e de grande parte dos outros municípios da Grande Vitória, Cassini (2011) verificou uma melhora significativa nas concentrações de DBO e nutrientes no SEBV, apesar de que as concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal permanecem acima do limite previsto na CONAMA Nº 357 para as classes de uso em algumas ocasiões, atingindo concentrações médias ao longo do ano favoráveis a eutrofização, inibindo o desenvolvimento de organismos estuarinos sensíveis à condições eutróficas.

É importante ressaltar que diversos planos e programas de saneamento vêm sendo desenvolvido desde a década de 1990, no sentido de acabar com esses desejos de esgotos sem tratamento, ainda sem sucesso, a saber:

- Programa de Despoluição dos Ecossistemas Litorâneos – PRODESPOL, depois denominado Programa de Despoluição e Saneamento do Espírito Santo (PRODESAN), iniciado em 1994;
- Plano Estadual de Saneamento 2011-2014 - A meta do Governo do Estado era elevar a cobertura de esgoto tratado na Região Metropolitana da Grande Vitória de 38,0 % para 70,0 % até 2014;
- Programa Águas Limpas – Concluído em 2012. Conjunto de empreendimentos para ampliar os serviços de coleta e tratamento de esgoto na Grande Vitória.

2.3.2 Caracterização do Sistema de Drenagem do SEBV

Delimitação das bacias e municípios abrangidos

A definição das bacias a serem caracterizadas teve como parâmetro norteador a identificação dos canais fluviais contribuintes para o SEBV. A partir da identificação e delimitação dos sistemas hídricos que contribuem com aporte de água doce para o SEBV, foi feita a sua delimitação para posterior caracterização. Assim, é possível que o recorte adotado para a delimitação das bacias no presente estudo, apresente alguma diferença em relação a outros critérios adotados para a delimitação das bacias, notadamente a região da bacia hidrográfica do SMV. Desse modo foi possível definir que um conjunto de 10 bacias hidrográficas desagua no SEBV (Figura 16), sendo a principal a bacia do SMV, cuja área de drenagem (1.563,3 km²) corresponde a 81,0 % do total da área total de drenagem para o SEBV (1.925 km²) (Tabela 5).

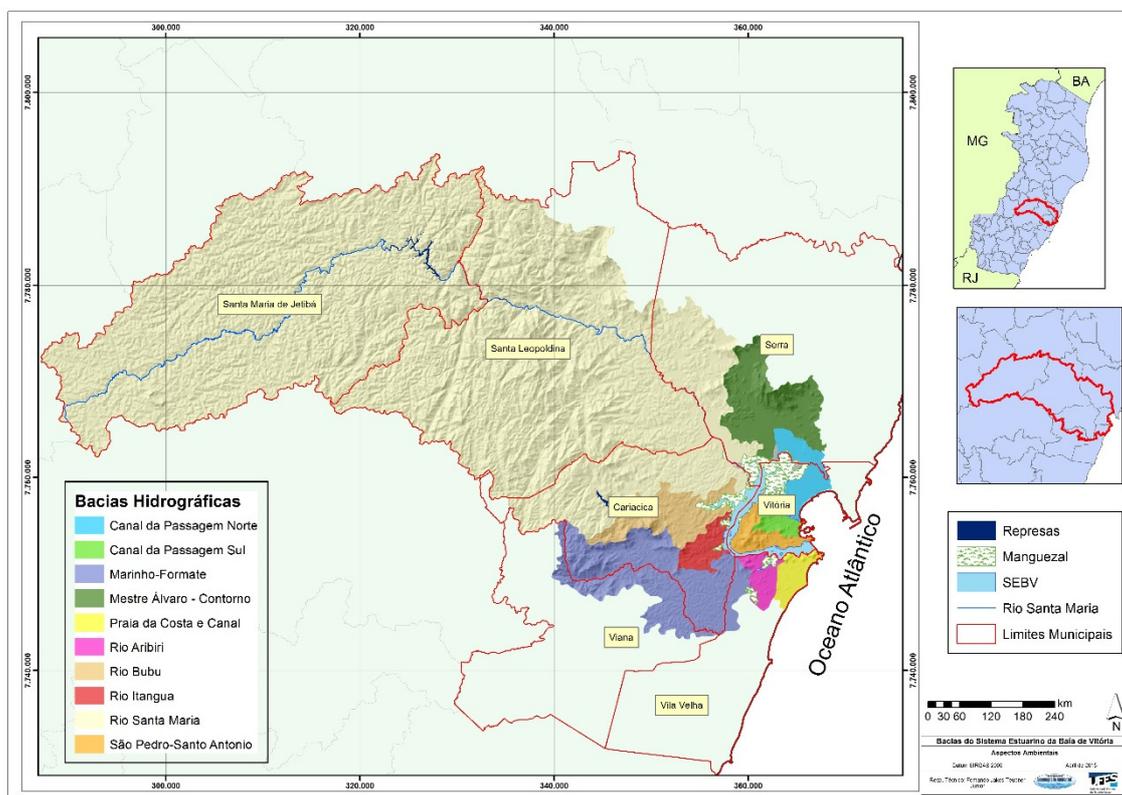


Figura 16: Bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Tabela 5: Áreas (km²) das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Bacias	Área (Km ²)	% Área
Rio Santa Maria	1.563,3	81,2
Marinho-Formate	134,6	7,0
Mestre Álvaro - Contorno	76,1	4,0
Rio Bubu	50,4	2,6
Canal da Passagem Norte	25,9	1,3
São Pedro-Santo Antônio	18,2	0,9
Rio Itanguá	17,9	0,9
Praia da Costa e Canal	14,9	0,8
Rio Aribiri	14,5	0,8
Canal da Passagem Sul	10,0	0,5
Total	1.925,7	100,0

Particularmente com relação ao canal da Passagem, em função do mesmo receber drenagens de duas bacias diferentes, optou-se em classificá-las também separadamente, conforme pode ser observado na Figura 17.

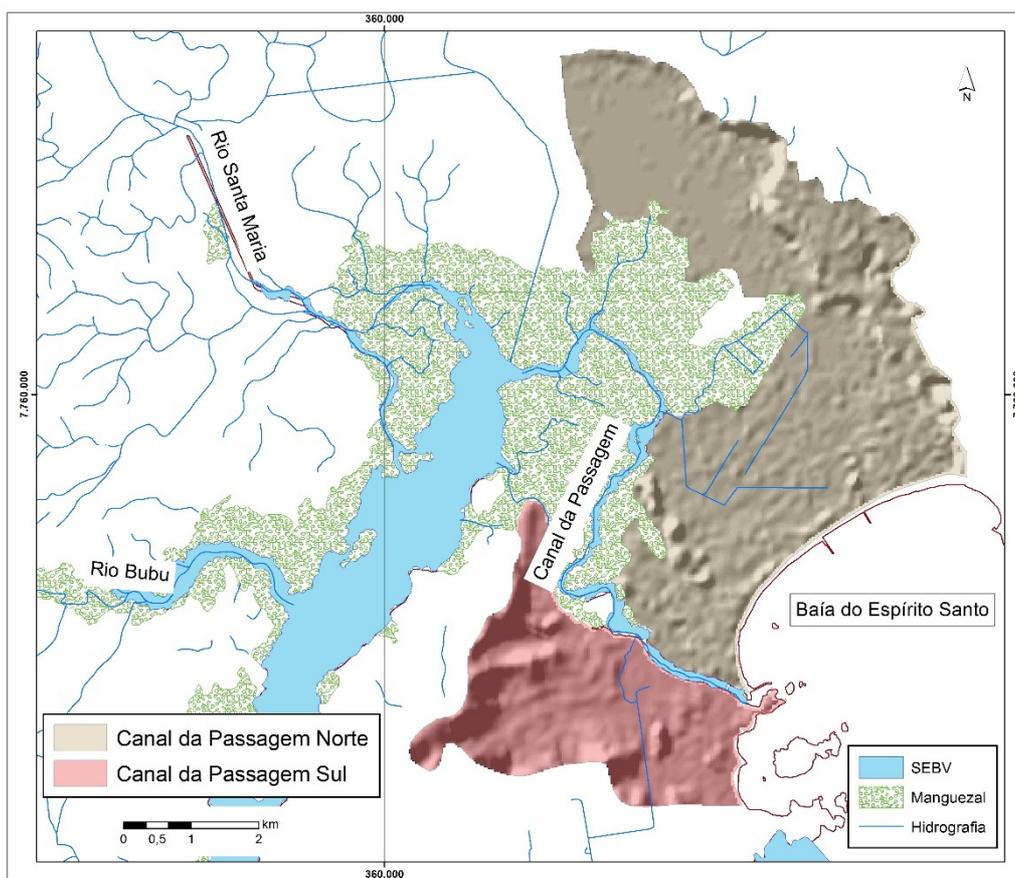


Figura 17: Limites das Bacias do Canal da Passagem: Norte e Sul.

O município de Santa Maria de Jetibá está totalmente inserido na área das bacias, enquanto Vitória, Cariacica, Viana, Vila Velha, Santa Leopoldina e Serra estão parcialmente inseridos, Tabela 6. A Tabela 7 resume a distribuição das bacias ao longo dos municípios bem como a porcentagem da área dos municípios dentro dos limites das bacias.

Tabela 6: Áreas dos municípios nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Municípios	Área total nas bacias (km ²)	% da área total dos municípios nas bacias
Santa Maria de Jetibá	735,3	100,0
Cariacica	263,2	94,1
Santa Leopoldina	624,8	87,0
Vitória	42,7	49,5
Serra	170,6	31,2
Vila Velha	40,3	19,2
Viana	46,6	14,9

Tabela 7: Área (km²) e porcentagem dos municípios dentro dos limites das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Municípios	Bacias Hidrográficas																			
	Canal da Passagem Norte		Canal da Passagem Sul		Marinho-Formate		Mestre Álvaro - Contorno		Praia da Costa e Canal		Rio Aribiri		Rio Bubu		Rio Itanguá		Rio Santa Maria		São Pedro-Santo Antônio	
	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²	km ² na Bacia ¹	% ²
Cariacica	-	-	-	-	77,3	27,6	-	-	-	-	-	-	50,4	18,0	17,9	6,4	117,7	42,1	-	-
Santa Leopoldina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	624,8	87,0	-	-
Santa Maria de Jetibá	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	735,3	100,0	-	-
Serra	11,4	2,1	-	-	-	-	76,1	13,9	-	-	-	-	-	-	-	-	83,2	15,2	-	-
Viana	-	-	-	-	46,4	14,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	0,1	-	-
Vila Velha	-	-	-	-	10,9	5,2	-	-	14,9	7,1	14,4	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Vitória	14,5	16,8	10,0	11,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18,2	21,1

¹ Área dos municípios dentro dos limites das Bacias. ² Porcentagem da área dos municípios dentro dos limites da Bacia.

Geologia, Geomorfologia e Solos

A geologia das bacias é caracterizada por rochas do Pré-Cambriano até o Quaternário Recente, com destaque para o Complexo Paraíba do Sul, aluviões, Grupo Barreiras e coberturas quaternárias marinhas e fluviomarinhas (Oliveira, 2011), enquanto a geomorfologia encontrada nas bacias é caracterizada por Patamares Escalonados do Sul Capixaba, Colinas e Maciços Costeiros, Tabuleiros Costeiros e Planícies Litorâneas. As feições refletem a variação da altimetria, indo do nível do mar até mais de 1.400 m de altitude (Figura 18).

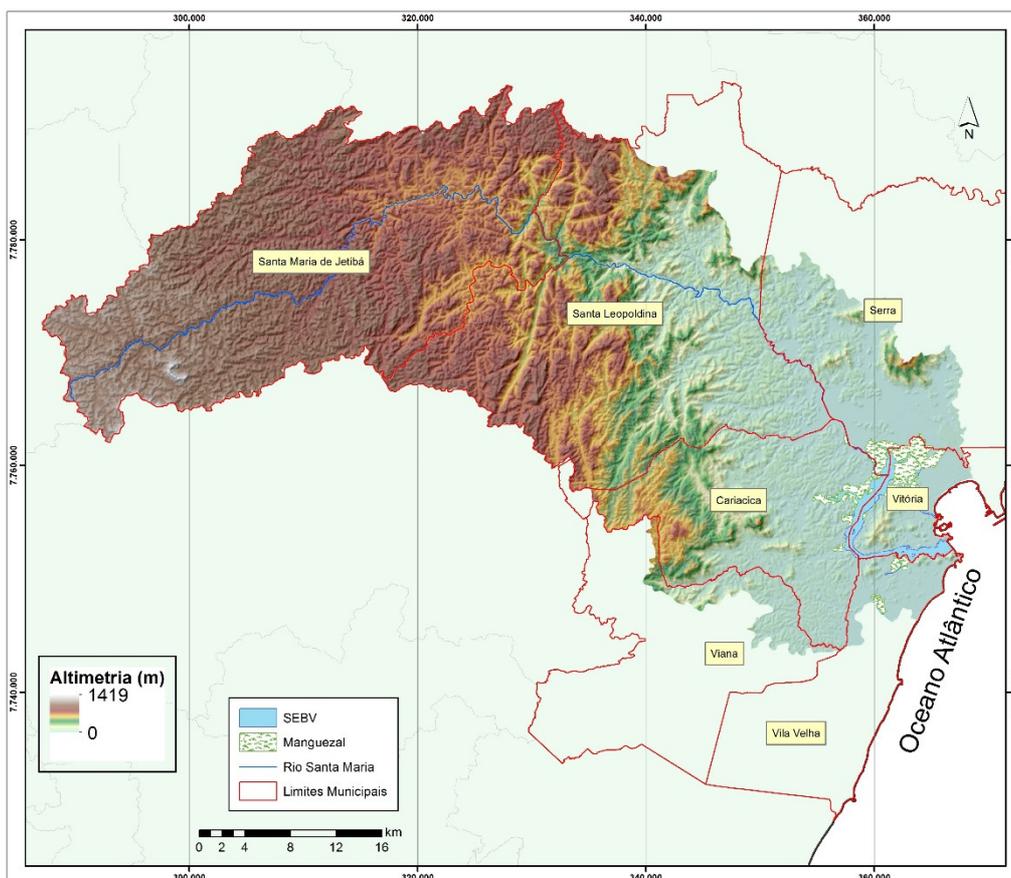


Figura 18: Altimetria das Bacias em conjunto com a representação do relevo.

Na Figura 19 é apresentado o mapeamento geomorfológico das bacias, elaborado a partir dos trabalhos desenvolvidos por Coelho *et al.*, (2012) e Coelho *et al.*, (2013).

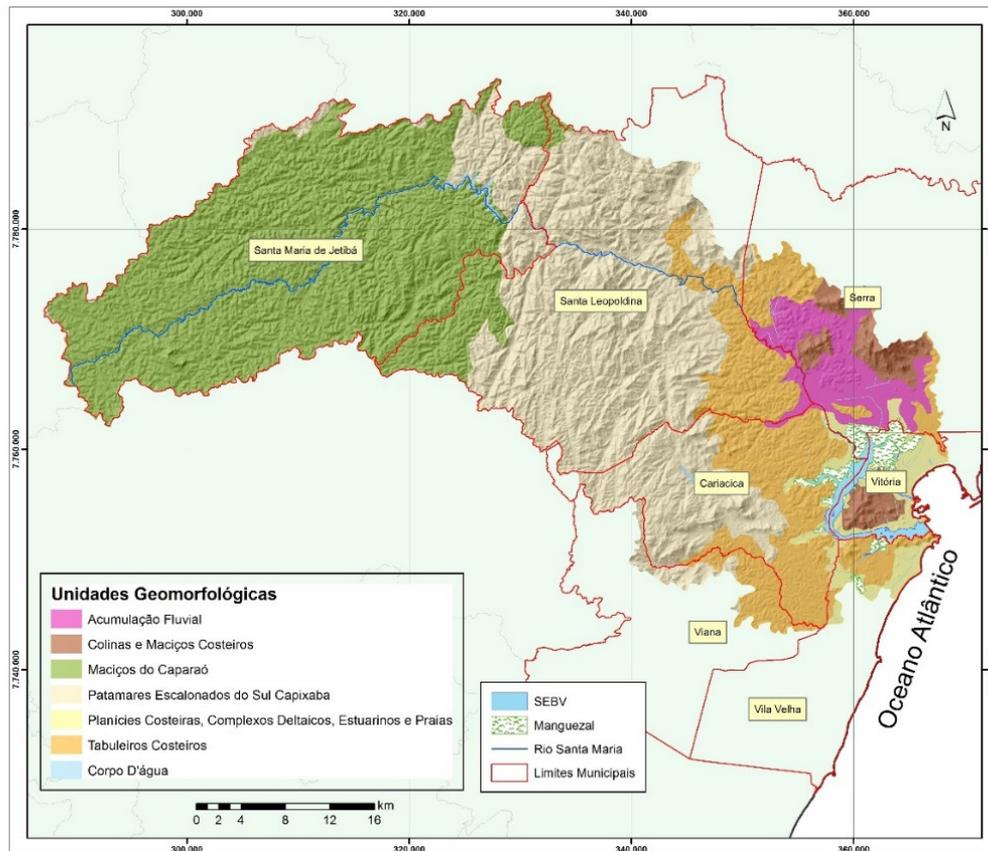


Figura19: Unidades Geomorfológicas das bacias hidrográficas do SEBV. Baseado em Coelho *et al.*, (2012) e Coelho *et al.*, (2013).

As unidades observadas na região de estudos estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8: Unidades Geomorfológicas das bacias hidrográficas do SEBV (Baseado em Coelho *et al.*, 2012 e Coelho *et al.*, 2013).

Unidade	Descrição
Modelados de Acumulação Fluvial	área plana resultante de acumulação fluvial sujeita a inundações periódicas, correspondendo às várzeas atuais. Ocorre nos vales com preenchimento aluvial
Colinas e Maciços Costeiros:	caracterizam-se por ser uma área de topografia deprimida, com baixa altimetria em relação a outras unidades, refletindo estrutura fraturada e dobrada
Maciços do Caparaó:	caracterizam-se por um modelado intensamente dissecado com altitudes médias em torno de 600m, destacado por grandes elevações maciças
Patamares Escalonados do Sul Capixaba	distinguem-se por ressaltar níveis de dissecção escalonados formando patamares;
Planícies Costeiras, Estuários e Praias	distribuídos de maneira irregular entre a linha de costa e os Tabuleiros Costeiros, englobando faixas de praias e desembocaduras dos rios. Forma decorrente da ação combinada das correntes marinhas paralelas à costa, aos aportes fluviais e às ações eólicas;
Tabuleiros Costeiros	ocorrem basicamente desde o sopé das elevações cristalinas. Possuem sedimentos cenozóicos do Grupo Barreiras, constituídos de areias e argilas variegadas com eventuais linhas de rochas, disposto em camadas com espessura variada.

O mapeamento das classes de solos (Figura 20) foi feito a partir do levantamento de solos do ES (EMBRAPA, 1978), adaptado à nova classificação da EMBRAPA (EMBRAPA, 2006). Assim foi possível identificar as seguintes classes de solos para as áreas das bacias do SEBV (adaptado de EMBRAPA, 2006), Tabela 9:

Tabela 9: Classes de solos das bacias hidrográficas do SEBV.

Classe de Solo	Descrição
Cambissolos:	solos constituídos por material mineral, com horizonte B incipiente subjacente a qualquer tipo de horizonte superficial, desde que em qualquer dos casos não satisfaçam os requisitos para serem enquadrados nas classes dos Vertissolos, Chernossolos, Plintossolos e Organossolos. Têm sequência de horizontes A ou hístico, Bi, C, com ou sem R.
Gleissolo	solos hidromórficos, constituídos por material mineral, que apresentam horizonte glei dentro de 150cm da superfície do solo, imediatamente abaixo de horizontes A ou E (com ou sem gleização), ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos. São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de energéticas transformações no material constitutivo.
Latossolos:	solos constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte superficial, exceto hístico. São solos em avançado estágio de intemperização, muito evoluídos, como resultado de energéticas transformações do material constitutivo: <i>Latossolo vermelho-amarelo (LVA):</i> latossolos que possuem cor laranjada, com matiz Munsell entre 2,5YR e 5YR. <i>Latossolo vermelho-amarelo podzólico:</i> diferem dos Latossolos Vermelho-Amarelos apenas pela ocorrência de um gradiente textural excepcionalmente elevado para a classe dos Latossolos.
Espodossolos;	solos constituídos por material mineral com horizonte B espódico subjacente a horizonte eluvial E (álbico ou não), ou subjacente a horizonte A, que pode ser de qualquer tipo, ou ainda, subjacente a horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos. A cor do horizonte A varia de cinzenta até preta e a do horizonte E desde cinzenta ou acinzentada-clara até praticamente branca. A cor do horizonte espódico varia desde cinzenta, de tonalidade escura ou preta, até avermelhada ou amarelada. São solos, em geral, muito pobres em fertilidade, moderada a fortemente ácidos, normalmente com saturação por bases baixa, podendo ocorrer altos teores de alumínio extraível.
Argissolos:	solos constituídos por material mineral, que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa, ou alta conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alético. O horizonte B textural (Bt) encontra-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto o hístico, sem apresentar, contudo, os requisitos estabelecidos para serem enquadrados nas classes dos Luvissolos, Planossolos, Plintossolos ou Gleissolos.
Neossolos:	solos constituídos por material mineral, não hidromórficos, ou por material orgânico pouco espesso, que não apresentam alterações expressivas em relação ao material originário devido à baixa intensidade de atuação dos processos pedogenéticos. São solos pouco desenvolvidos que não apresentam horizonte B diagnóstico. Possuem sequência de horizontes A-R, A-C-R, A-Cr-R, A-Cr, A-C, O-R ou H-C sem atender os requisitos estabelecidos para serem identificados nas classes dos Chernossolos, Vertissolos, Plintossolos, Organossolos ou Gleissolos

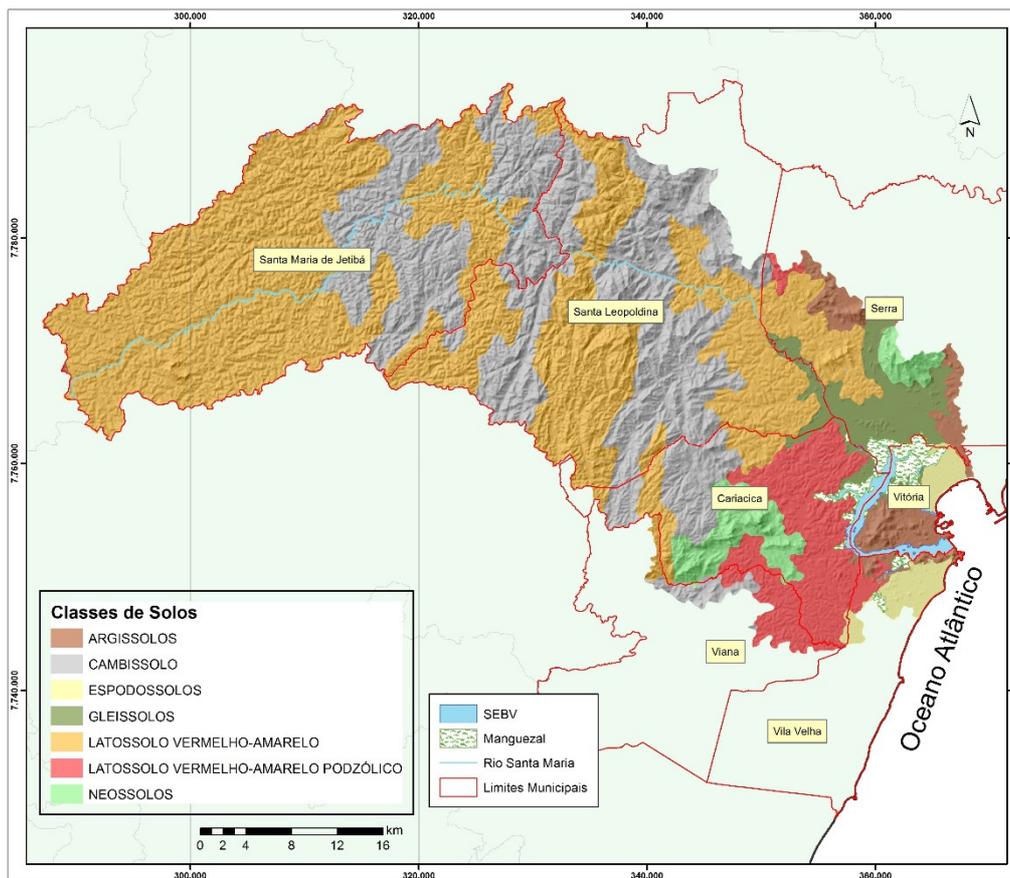


Figura 20: Classes de solos das bacias hidrográficas do SEBV, baseado em EMBRAPA (1978).

O conhecimento das classes de solos, composição e distribuição, é uma informação importante para estimativas de emissões de nutrientes, N e P, associadas aos processos naturais (De Paula *et al.*, 2010, Molisani *et al.*, 2013; De Paula Filho *et al.*, 2015a). Cabe ressaltar a preocupação demonstrada por De Paula Filho (2014), em que a gama de tipologias de solos representa uma fonte significativa de incertezas para o cálculo das estimativas de emissões.

Clima, Hidrografia/Hidrologia

O SMV é o sistema fluvial que contribui com maior descarga de água doce para o SEBV, com uma vazão média anual de $14,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, obtida a partir dos dados disponíveis no Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional das Águas (HIDROWEB/ANA, 2015). Segundo Rigo (2004), uma característica importante deste rio é a presença de duas barragens em seu médio curso: a de Rio Bonito, de regulação anual; e a de Cachoeira Suíça, de regulação diária, além da barragem de regularização de nível da Companhia Espírito-Santense de Saneamento (CESAN), presente em seu baixo curso. A Tabela 10 apresenta as principais características das barragens de regulação existentes no SMV.

Tabela 10: Barragens de regulação do SMV (disponível em www.edp.com.br).

Barragem	Elevação acima do nível do mar (m)	Área (km ²)*	Zmáx. (m)*	Volume (m ³)*	Potencial instalado (MW)	Início de operação (ano)
UHE Suiça	355	0,14	10,65	455.931,49	34,5	1965
PCH Rio Bonito	639	2,4	32,44	18.733.441,91	22,5	1959

*Fonte: Projeto de Pesquisa 'Ecohidrologia e gestão integrada de recursos hídricos do contínuo flúvio-estuarino do rio Santa Maria da Vitória (ES)'.

O período de cheia do SMV corresponde aos meses de dezembro a março, com as maiores vazões ocorrendo em janeiro, 25,79 m³.s⁻¹. As menores vazões médias mensais ocorrem nos meses de julho a outubro, sendo a menor vazão registrada em setembro, 7,91 m³.s⁻¹ (CSMJ/HABTEC, volume I, 1997). Estima-se que a soma da vazão média anual de todos os outros contribuintes para o SEBV não ultrapasse 3,0 m³.s⁻¹ (Rigo, 2004). Conforme Curbani (2016), levantamentos realizados pelo IEMA em fevereiro/março de 2013, ao longo de um ciclo de maré de sizígia, obtiveram as seguintes vazões médias para os Rio Bubu, Marinho e Aribiri: 0,61; 0,07 e 0,42 m³.s⁻¹, respectivamente.

As precipitações pluviométricas anuais da bacia do SMV variam de 1.100 a 1.300 mm nas proximidades do litoral, com incremento em direção à porção superior do SMV, até a ordem de 1.800 mm (CSMJ/HABTEC, 1997). De acordo com o sistema de Koppen, o clima predominante na região é o tropical úmido (Aw), com estação chuvosa no verão e seca no inverno e temperaturas médias variando entre 19 e 28 °C (CSMJ/HABTEC, 1997)

Socio-economia

A população de cada uma das bacias tributárias do SEBV para o ano de 2010 é apresentada na Tabela 11, correspondendo a uma população total de 1.159.350 habitantes, sendo 1.115.760 (96,2 %) urbana e 43.590 (3,8 %) rural.

Constata-se o perfil urbano das bacias hidrográficas, com exceção da bacia SMV, cuja maior parte da população é rural, reflexo das características dos Municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá.

Tabela 11: População das bacias hidrográficas do SEBV, baseado nos dados do Censo populacional de 2010 (IBGE, 2011).

Nome da Bacia	População (2010)			% população		Área (km ²)	Densidade pop (hab.km ²)
	Urbana	Rural	Total	Urbana	Rural		
Rio Santa Maria -SMV	32.678	41.622	74.300	44,0	56,0	1.563,3	47,5
São Pedro-Santo Antônio - SPA	119.605	0	119.605	100,0	0,0	18,2	6.573,8
Rio Bubu - BU	44.549	645	45.194	98,6	1,4	50,4	896,9
Canal da Passagem Norte – PSN	149.299	0	149.299	100,0	0,0	25,8	5.770,4
Canal da Passagem Sul - PSS	93.705	0	93.705	100,0	0,0	10,0	9.345,4
Mestre Álvaro – Contorno - MAC	50.929	95	51.024	99,8	0,2	76,1	670,5
Marinho-Formate MF	276.347	1.228	277.575	99,6	0,4	134,6	2.062,7
Rio Aribiri- AR	93.608	0	93.608	100,0	0,0	14,5	6.476,7
Praia da Costa e Canal - PC	159.305	0	159.305	100,0	0,0	14,9	10.663,9
Rio Itanguá - ITA	95.735	0	95.735	100,0	0,0	17,9	5.345,4
Total	1.115.760	43.590	1.159.350	96,2	3,8	1.925,7	6.026

Quanto ao uso da terra nas bacias (Figura 21) constata-se que as áreas de floresta dominam, com cerca de 43,0 % da área total, seguidas de áreas de cultura e pastagem com 15,6 e 14,8 %, respectivamente. As áreas urbanas estão concentradas na região do entorno do SEBV, reflexo da aglomeração urbana da Grande Vitória, e, apesar de representar 8,2 % do total da área das bacias, concentram 96,2 % da população (Tabela 12).

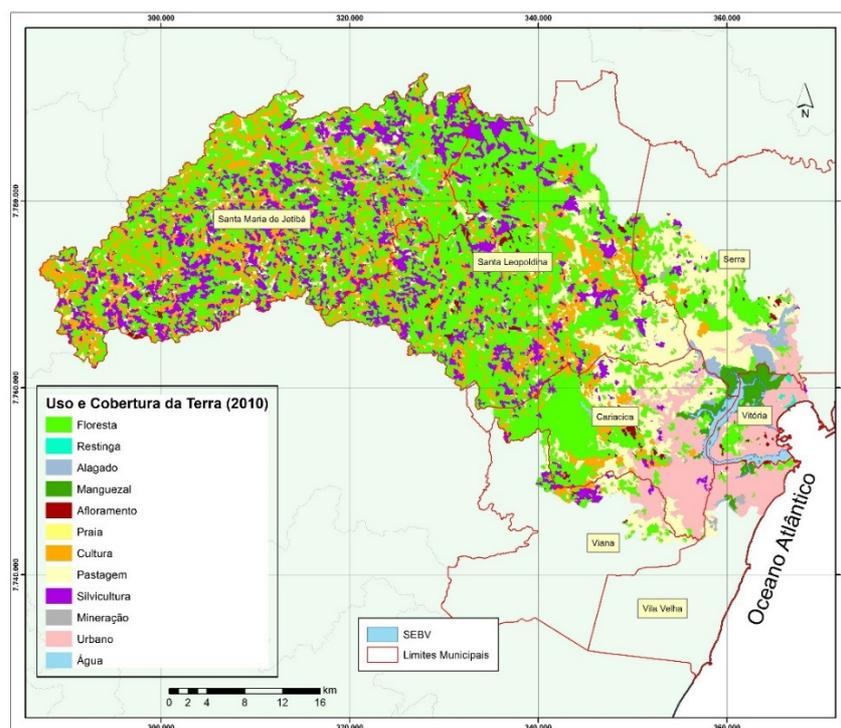


Figura 21: Mapa de uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas do SEBV, para o ano de 2010.

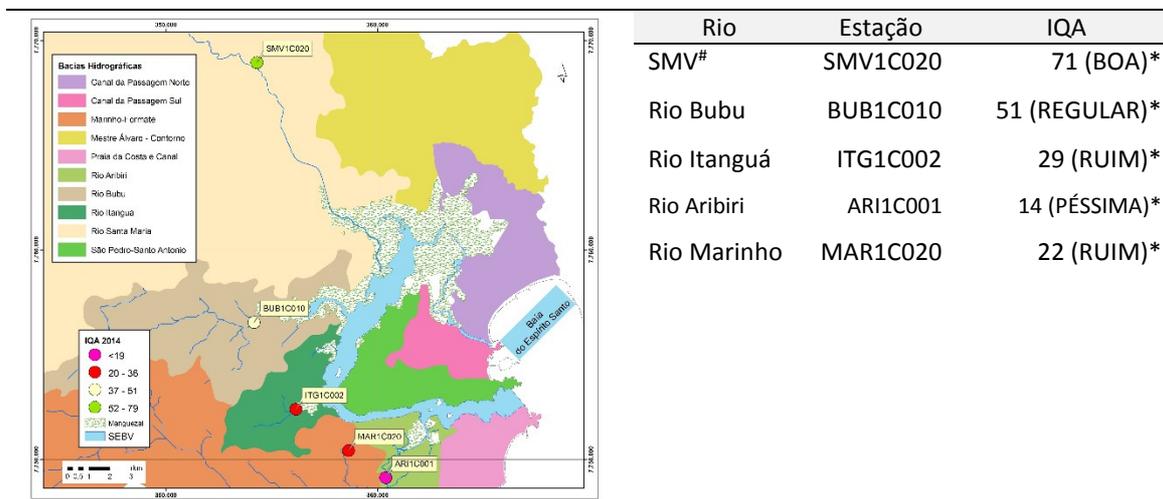
Tabela 12: Uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas do SEBV para o ano de 2010.

Classe de Uso	Área (km ²)	%
Floresta	847,62	43,07
Cultura	307,48	15,63
Pastagem	290,95	14,78
Silvicultura	271,53	13,80
Urbano	161,85	8,22
Manguezal	24,87	1,26
Corpo d'água	23,66	1,20
Alagado	17,52	0,89
Afloramento	17,38	0,88
Mineração	3,47	0,18
Restinga	1,38	0,07
Praia	0,15	0,01
Total	1.967,8	100,0

O conhecimento do uso e cobertura da terra é fundamental, uma vez que o fluxo de materiais numa bacia hidrográfica é governado por fatores abióticos e bióticos. Assim, estudos visando analisar como esses fluxos são afetados por fatores decorrentes das alterações do uso da terra, como o desmatamento, expansão urbana e despejo de esgotos, são extremamente necessários e urgentes (Figueiredo *et al.*, 2011). A compreensão desses fatores e processos antrópicos são primordiais na definição das diferentes fontes potenciais de N e P (Smith *et al.*, 1999; National Research Council, 2003, Herman *et al.*, 2005;). As fontes de nutrientes, particularmente N e P, podem ser de origem pontual (e.g. despejo de efluentes domésticos) ou difusa (e.g. transportadas de áreas agrícolas), podendo causar significativas alterações na qualidade das águas dos corpos hídricos receptores (Smith *et al.*, 1999; Eschrique *et al.*, 2010). Esforços no sentido de quantificar essas contribuições são discutidos em Herman *et al.*, (2005), que procuraram discriminar e entender as diferentes contribuições das fontes antrópicas, associadas à cobertura florestal e aos diferentes usos da terra. A partir de diferentes estudos realizados em lagos nos Estados Unidos, Rast & Lee (1978) & Lee *et al.*, (1978) propuseram um modelo de estimativa de emissões, com base em coeficientes de exportação, para fontes naturais e antrópicas, baseado no uso e cobertura da terra. Neste sentido, o conhecimento do uso e cobertura da terra se apresenta como uma informação importante para o cálculo de estimativas de emissões de nutrientes, N e P, nas bacias, associadas aos processos antrópicos.

Qualidade das Águas

O Programa de Monitoramento de Águas Interiores realizado pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente – IEMA e Agência Estadual de Recursos Hídricos - AGERH nas bacias que drenam para o SEBV indicou o comprometimento nas estações mais a jusante, próximo à foz dos rios, conforme pode ser observado na Figura 22.



#SMV: Rio Santa Maria da Vitória; *Classificação conforme AGERH, 2014a.

Figura 22: Média anual do Índice de Qualidade das Águas – IQA do ano de 2014 das estações mais a jusante dos rios tributários do SEBV, 2014.

O IQA – Índice de Qualidade das Águas, é um índice que incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento público. O IQA é o principal indicador da qualidade das águas, servindo como parâmetro para avaliação ao longo do tempo, além de refletir eventuais alterações de origem antrópica. Assim, na análise das tendências dos resultados do monitoramento realizado pelo IEMA/AGERH (Figura 23), constata-se que o comprometimento da qualidade das águas que desaguam no SEBV, particularmente dos Rios Itanguá, Aribiri e Marinho, vêm se mantendo ao longo do período amostrado, independente de eventuais avanços na implantação de sistema de coleta e tratamento de esgoto (CESAN, 2015a).

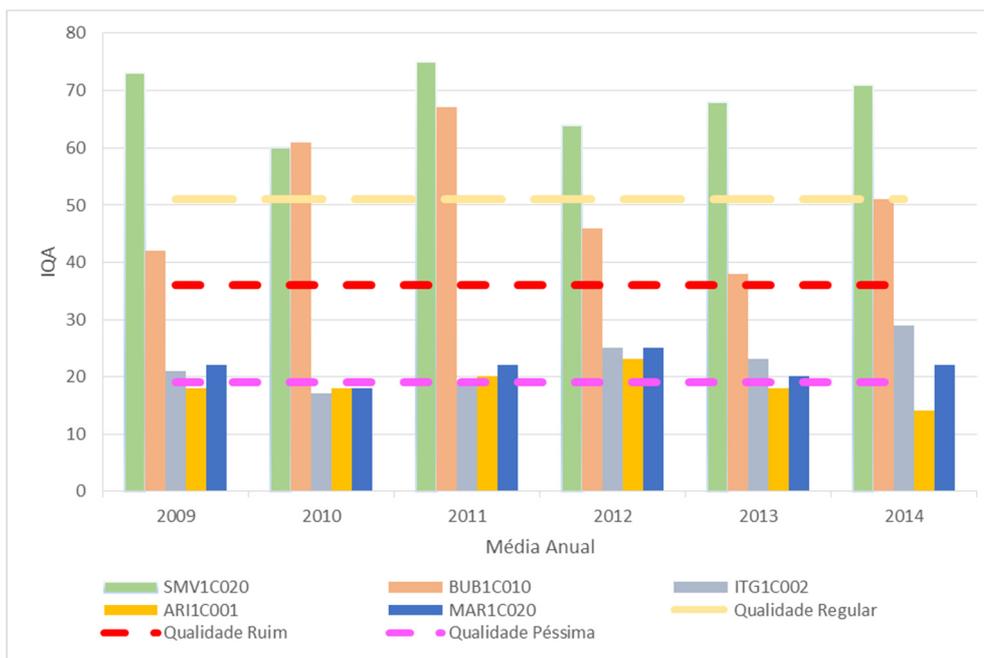


Figura 23: Resultados do IQA para as estações à jusante dos rios tributários do SEBV (AGERH, 2014a).

Quando comparados os resultados de PT no ano de 2014, com o limite previsto na legislação, CONAMA Nº 357 (Figura 24), o comprometimento da qualidade das águas é evidenciado, pois é possível constatar que a maioria dos valores encontrados estão acima do limite.

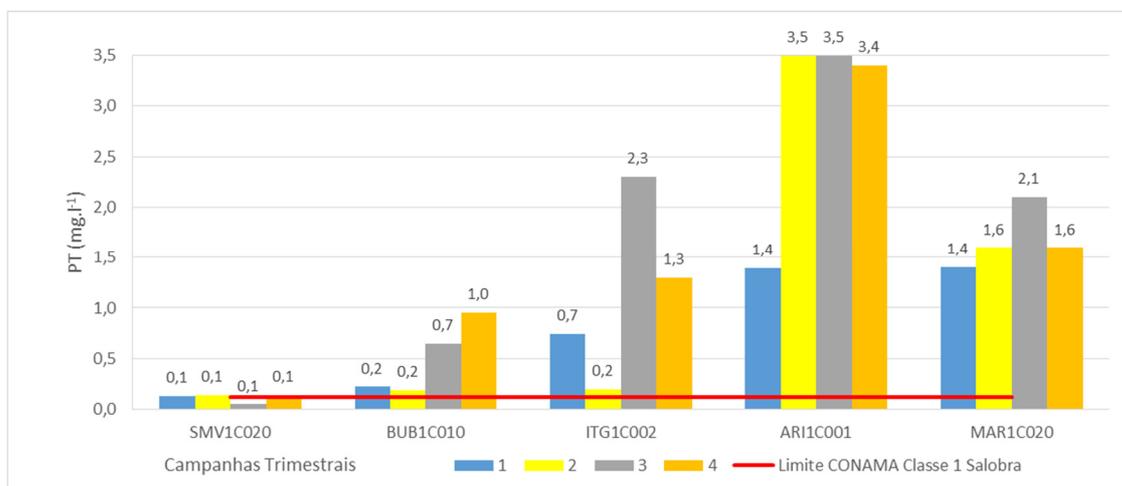


Figura 24: Concentrações de fósforo total (mg.L^{-1}) e limite da Resolução CONAMA Nº 357 para classe 1 de águas salobras (AGERH, 2014a).

A partir da análise dos resultados do monitoramento (AGERH, 2014a) para o NT do ano de 2014 (Tabela 13), é possível reforçar o efeito do despejo de esgoto *in natura*, com as maiores concentrações encontradas associados às estações de amostragem localizadas em bacias mais densamente ocupadas.

Tabela 13: Concentrações de NT (mg.L^{-1}) nas estações do IQA em 2014 (AGERH, 2014a).

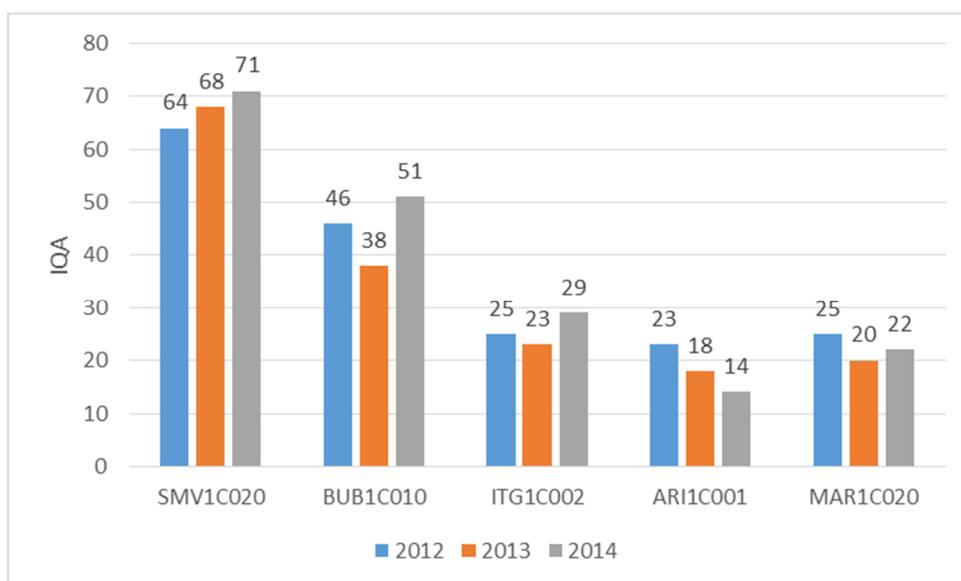
Campanhas Trimestrais 2014	Estações				
	SMV1C020	BUB1C010	ITG1C002	ARI1C001	MAR1C020
1	3,6	5,2	37,0	79,0	47,0
2	3,5	4,0	7,2	39,0	29,0
3	1,7	11,0	13,6	25,9	20,3
4	1,0	12,0	37,0	45,0	18,3
Média Anual	2,5	8,1	23,7	47,2	28,7
D.P.	1,1	3,5	13,5	19,6	11,3

As razões NT:PT apresentaram os seguintes valores para a campanha de 2014 (valores médios anuais): Marinho $18,2 \pm 9,42$; Bubu $18,56 \pm 4,18$; Aribiri $22,15 \pm 20,13$; SMV $23,46 \pm 9,97$; Itanguá $30,09 \pm 15,96$. Esses valores se mostram coerentes com aqueles propostos por Bidone *et al.*, (1999) em que a razão NT:PT, quando ponderada em relação ao uso da terra nas bacias hidrográficas, apresentaria valores entre 10 e 100 em rios de grande porte altamente poluídos situados em áreas populosas.

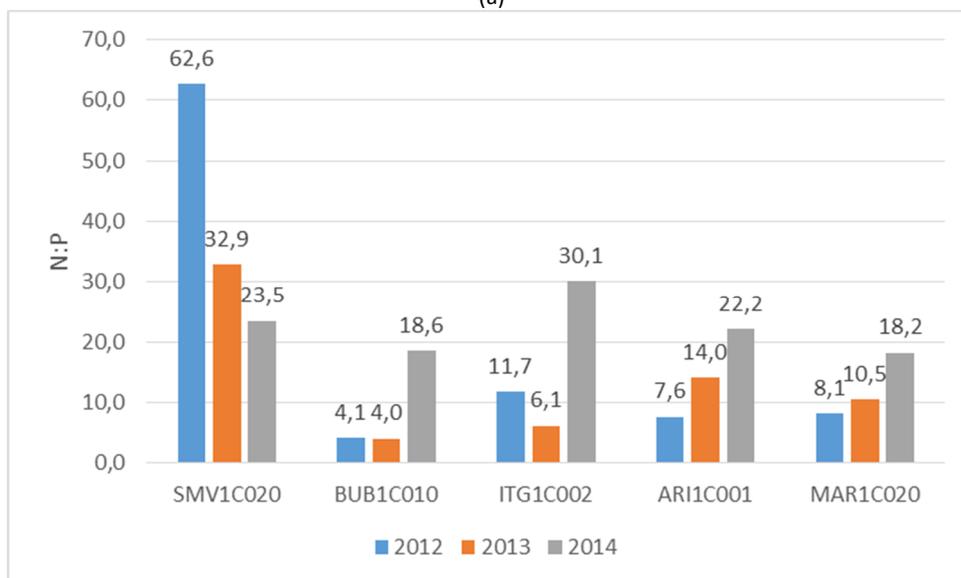
Quando analisados no conjunto de todas as amostragens existentes para as bacias, a razão NT:PT apresentou valores bastante semelhantes, dentro dessa faixa de variação (Formate-Marinho $13,48 \pm 14,42$, Aribiri, $14,58 \pm 13,59$, Bubú $28,13 \pm 36,25$, SMV $55,11 \pm 55,61$ e o conjunto de amostras de todas as bacias com $28,01 \pm 39,8$, com exceção da bacia do Itanguá, que apresentou o valor de $2,28 \pm 8,96$, indicando ambiente muito rico em P e pobre em N.

Na Figura 25 são apresentados os valores anuais médios referentes ao IQA e a razão NT:PT para os anos de 2012 a 2014. Somente esses dados são apresentados em função de serem os anos em que todas as campanhas amostrais foram realizadas.

As águas são classificadas como de qualidade regular com valor de IQA acima de 37 (CETESB, 2014). Na maioria das estações de amostragem, a média anual da razão NT:PT apresentou tendência de aumento ao final do período estudado. O resultado da razão NT:PT sugere que o SMV é rico em N, devido a agropecuária, enquanto as demais bacias hidrográficas são ricas em P devido ao despejo de esgoto doméstico sem tratamento. A razão ótima de N:P para o crescimento do fitoplâncton é de 16:1, sendo que valores acima ou abaixo podem indicar limitação de um desses nutrientes (Ærtebjerg *et al.*, 2003).



(a)



(b)

Figura 25: Médias anuais dos resultados do IQA (a) e razão NT:PT (b) para o período 2012 a 2014. Médias anuais.

Para o período 2012-2014, os valores unitários da razão NT:PT variaram de 2,32 a 131,0 para o período seco e frio e de 2,41 a 71,4 no período quente e úmido (Tabela 14).

Tabela 14: Valores máximo, médio, mínimo e desvio padrão da razão NT:PT dos rios tributários do SEBV.

Período		2012	2013	2014
Seco	max	131,00	60,00	36,00
	min	2,32	2,74	5,91
	média	19,40	14,96	18,52
	DP	37,50	16,23	10,06
Úmido	max	71,20	25,83	56,83
	min	3,51	2,41	7,14
	média	18,63	12,06	26,46
	DP	19,63	7,97	15,83

Apesar das diferenças encontradas entre os valores máximos da razão NT:PT de cada período (seco e úmido), os valores médios anuais estiveram bastante semelhantes. Os valores de razão NT:PT acima de 16 podem indicar uma possível limitação por P para o fitoplâncton, enquanto valores abaixo podem indicar limitação por parte do N (Artebjerg *et al.*, 2003). Alteração nessa razão pode afetar o estado biológico do ecossistema, em particular, a biomassa de fitoplâncton, a composição de espécies e, eventualmente, a dinâmica da cadeia alimentar, além da ocorrência de florações fitoplanctônicas (Voss, 2011). Razões muito elevadas para o desenvolvimento do fitoplâncton indicam perturbação do ecossistema aquático, podendo refletir elevadas densidades populacionais e atividades econômicas das bacias hidrográficas que drenam para o SEBV, que resultam em despejo de efluentes domésticos *in natura*, associados a retenção de P em reservatórios (Liu *et al.*, 2009; Gao *et al.*, 2015).

O rio Aribiri foi o único a apresentar uma correlação significativa ($R^2 = 0,78$) entre as concentrações de NT e PT (Figura 26). Nas demais as correlações estiveram próximas de 0,1.

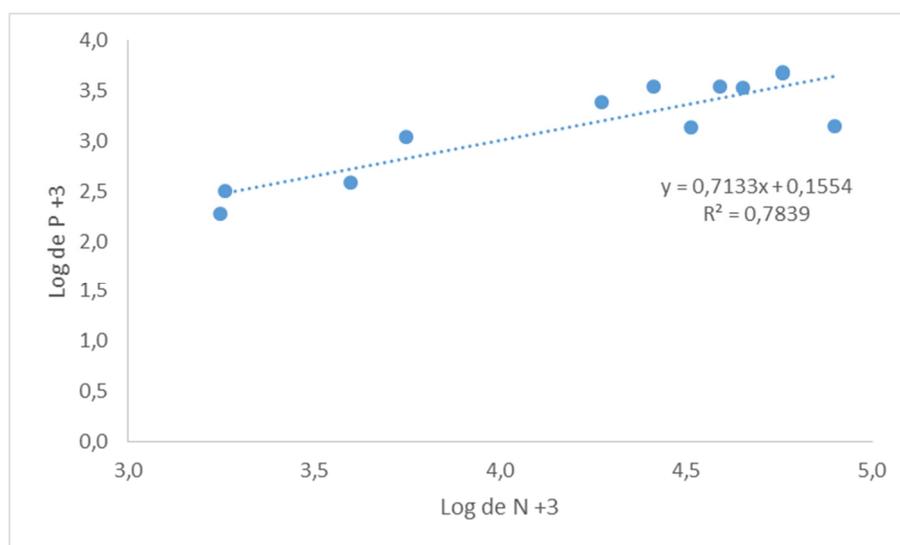


Figura 26: Correlação das concentrações de N e P na Bacia do Rio Aribiri. Regressão Linear de N e P para a estação ARI1C001, no Rio Aribiri.

A constatação do despejo de esgoto não tratado nos rios que drenam para o SEBV é reforçada pelos estudos realizados por Correia Jr. (2003), que, ao realizar levantamentos no trecho inferior do SMV, encontrou valores de coliformes fecais variando entre 1.300 a 90.000 NMP.100mL⁻¹, com os números de *Escherichia coli* variando entre 80 a 22.000 NMP.100mL⁻¹. Estas concentrações indicam significativa contribuição de aportes de esgotos *in natura* ao longo do rio, principalmente em seu curso inferior, provavelmente oriundo de áreas urbanas dos municípios de Santa Leopoldina e Serra.

Essa situação merece atenção, pois o excesso de nutrientes a partir de fontes antropogênicas é considerado um dos maiores fatores de impacto ambiental nos ecossistemas estuarinos (Rabalais *et al.*, 2002; National Research Council, 2003). O enriquecimento dos nutrientes pode vir a causar a eutrofização dos ecossistemas aquáticos, cuja origem pode ser associada a processos naturais, mas geralmente é decorrente de aumento na concentração, particularmente formas de N e P. Smith (2009) ressaltou que o aporte excessivo de nutrientes foi identificado como a causa de uma grande variedade de efeitos, desejáveis ou não, na estrutura e função de águas superficiais em todos os continentes. Assim, é necessária a implementação de estratégias para coibir o aporte de quantidades excessivas nos corpos d'água (Smith *et al.*, 2006).

As atividades humanas influenciam significativamente os fluxos de nutrientes dos ambientes terrestres para os aquáticos (Smith, 2003). A partir dessa constatação, o autor elaborou uma relação de potenciais impactos causados nos ambientes, tanto de águas doce quanto estuarinas e marinhas, decorrentes da eutrofização. Desses efeitos pode-se destacar o aumento da produtividade e biomassa de fitoplâncton e macroalgas; mudanças na composição do fitoplâncton para espécies causadoras de florações; aumento de produtividade, biomassa e alteração na composição das espécies de macroalgas marinhas; redução no crescimento de espécies de peixes ósseos e moluscos; redução no tamanho de populações de espécies coralíneas. Para os ambientes de água doce os principais efeitos negativos seriam a diminuição da transparência da coluna d'água; alterações no sabor e odor e dificuldades para o tratamento de águas para abastecimento humano; perda do valor estético dos ecossistemas; impactos econômicos negativos, particularmente associados a desvalorização de terras e restrições aos usos recreativos.

McComb & Humphries (1992) já ressaltavam a importância de medidas de gestão que limitem/controlem o aporte de nutrientes ao estuário, de modo a evitar o desenvolvimento excessivo de algas. Howarth & Marino (2006) destacavam, entretanto, a necessidade de conhecimento das reais necessidades desse aporte para o equilíbrio dos ecossistemas, tendo em vista a importância da produtividade primária na manutenção e viabilização de estoques pesqueiros. Smith *et al.*, (1999) já apresentavam alguns casos de sucesso na recuperação de estuários, tendo como base o controle do aporte de nutrientes, sendo o caso de recuperação do Lago Washington, Seattle, considerado um dos mais bem-sucedidos, pois com o término do despejo de efluentes da cidade contendo fósforo, houve uma grande melhoria da qualidade das águas, com uma redução do aparecimento de florações fitoplânctônicas (Schindler, 2006). Smith

et al., (2016) destacam o acerto na estratégia de limitar os aportes de N e P, o que contribuiu para um efetivo controle da eutrofização no Lago Rotorua, Nova Zelândia.

Assim, o aporte dos nutrientes ao SEBV constatado nos monitoramentos citados, deve ser objeto de identificação das suas principais fontes de emissão, assim como a elaboração de programas visando a sua redução e controle.

No próximo capítulo serão tratados os aspectos referentes a identificação e quantificação das diferentes fontes de emissões de N e P existentes nas bacias tributárias ao SEBV, a partir da utilização de modelos de estimativas de emissões.

Governança

Visando disciplinar e promover os usos múltiplos das águas das bacias, o governo do estado do Espírito Santo - ES, inicialmente através do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - IEMA e mais recentemente através da Agência Estadual de Recursos Hídricos - AGERH, trabalha no sentido de controlar os usos das águas através da outorga de projetos que visem a utilização racional dos recursos hídricos. A outorga de uso de recursos hídricos é um dos instrumentos das Políticas Nacional (Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997) e Estadual (Lei nº 10.179, em 17 de março de 2014, que substitui a Lei Estadual nº 5.818, de 29 de dezembro de 1998) de Recursos Hídricos. Conforme AGERH (2015b) a outorga de direito de uso de recursos hídricos é o “ato administrativo mediante o qual o poder público outorgante faculta ao outorgado (usuário requerente) o direito de uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, por prazo determinado, nos termos e nas condições expressas no respectivo ato administrativo”. A outorga é o documento que garante ao usuário o direito de utilizar o recurso hídrico.

A outorga é um instrumento necessário para o gerenciamento dos recursos hídricos, pois permite o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água, possibilitando uma distribuição mais justa e equilibrada desse recurso. Através da outorga também é possível garantir o efetivo exercício dos direitos de acesso aos recursos hídricos por parte dos usuários interessados. É, também, um instrumento importante para minimizar os conflitos entre os diversos setores usuários. O direito de uso da água não significa que o usuário seja o proprietário da mesma ou que ocorra alienação desse recurso. Portanto, a outorga poderá ser suspensa, parcial ou totalmente, em casos de escassez ou de não cumprimento pelo outorgado dos termos de outorga previstos nas regulamentações, ou por necessidade premente de atendimento aos usos prioritários e de interesse coletivo. (AGERH, 2015b).

De acordo com a Lei Estadual nº 5.818/98, de 29 de dezembro de 1998, estão sujeitos à outorga a captação de água superficial, a captação de água de aquífero subterrâneo, o lançamento de efluentes em corpo de água, os barramentos em cursos de água com e sem captação, o uso de água em empreendimentos de aquicultura, os aproveitamentos hidrelétricos e quaisquer outras interferências que alterem o regime, a qualidade ou quantidade das águas. Critérios técnicos para concessão de outorga para alguns usos já foram estabelecidos, como a Instrução Normativa IEMA nº 019 de 04 de outubro de 2005, que estabelece os critérios técnicos para outorga de captação de

águas superficiais em rios, córregos, lagoas etc., em barramentos em cursos de água, assim como a Instrução Normativa IEMA nº 007 de 21 de junho de 2006, estabelece critérios técnicos referentes à outorga para diluição de efluentes em corpos de água (AGERH, 2015b).

As bacias hidrográficas tributárias do SEBV são objeto de diferentes demandas de utilização dos recursos hídricos. Dados de 2014 (AGERH, 2014b) totalizavam 201 pedidos de outorga existentes nas bacias, distribuídos em diferentes finalidades (Tabela 15), sendo que na Tabela 16 são apresentados os diferentes estágios que os pedidos se encontravam na AGERH em maio de 2014.

Tabela 15: Pedidos de outorgas para uso da água nas bacias hidrográficas do SEBV no ano de 2014 (AGERH, 2014b).

Finalidade	Nº de pedidos	%
Abastecimento público	15	7,5
Abastecimento industrial	17	8,5
Irrigação	82	40,8
Dessedentação de animais	2	1,0
Outras	13	6,5
Abastecimento humano	1	0,5
Aquicultura	4	2,0
Consumo humano	1	0,5
Diluição de efluentes	50	24,9
Geração de energia maior que 1 MW	2	1,0
Não informado	7	3,5
Recreação/paisagismo	5	2,5
Urbanismo	2	1,0
Total	201	

Tabela 16: Situação dos pedidos de outorga nas bacias, em maio de 2014 (AGERH, 2014b).

Situação das Outorgas	Quantidade por Bacias (maio/14)								Total
	Baía de Vitória	Marinho-Formate	Mestre Álvaro - Contorno	Praia da Costa e Canal	Rio Aribiri	Rio Bubu	Rio Itangua	Rio Santa Maria	
Arquivado	1	8	-	-	1	3	-	18	31
Concluído	-	8	3	-	-	6	-	34	51
Deferido	-	-	-	-	-	-	-	4	4
Em análise	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Tramitação	2	12	3	1	-	6	3	80	107
Incompleto	-	-	2	-	-	-	-	-	2
Indeferido	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Outros	-	-	-	-	-	-	-	4	4
Total	3	28	8	1	2	15	3	141	201

Na Figura 27 são apresentadas as localizações de solicitação de outorgas em maio de 2014 (AGERH, 2014b). Chama atenção os pedidos com finalidade de irrigação e diluição de efluentes, reflexo de duas características das bacias: atividades agropecuárias na Região Serrana e grande concentração de população e atividades industriais e, com menor destaque, agropecuária, na região costeira. A Tabela 17 apresenta esses quantitativos com finalidade de irrigação e diluição de efluentes por bacia hidrográfica. No capítulo 4 essas questões serão mais detalhadamente abordadas.

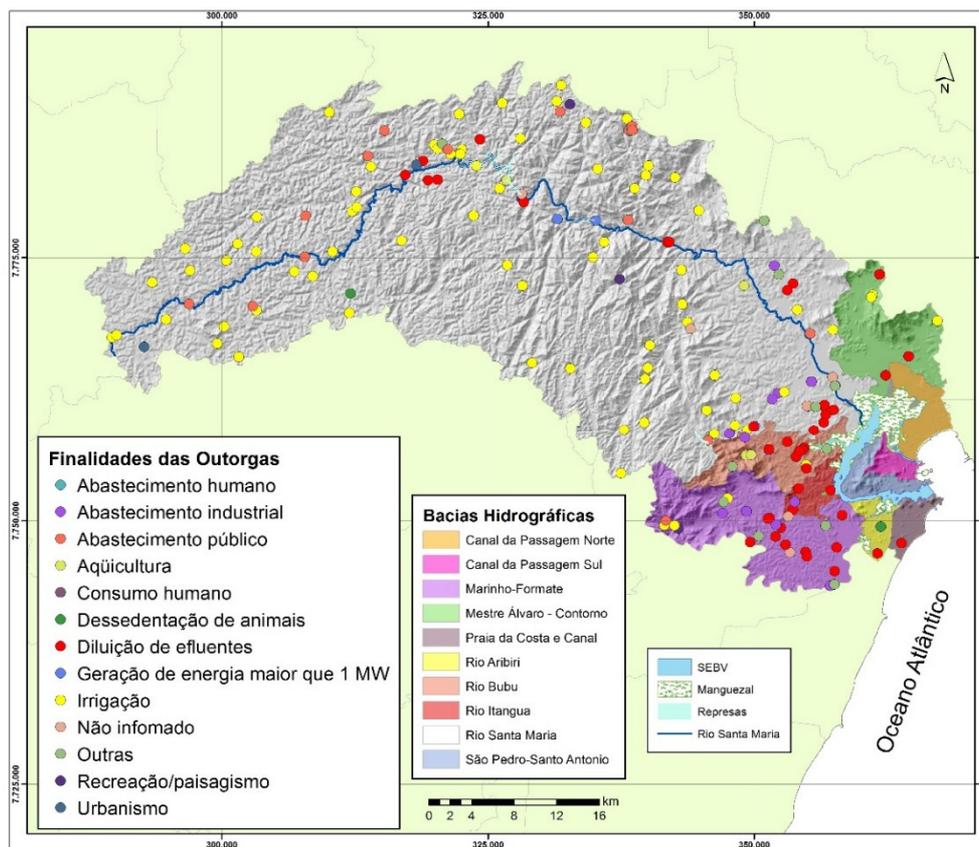


Figura 27: Localização e finalidades das solicitações de outorga até maio 2014 nas bacias hidrográficas do SEBV (AGERH, 2014b).

Tabela 17: Pedidos de outorga com finalidade de diluição e efluentes e irrigação por bacia hidrográfica. (AGERH, 2014b).

Bacia Hidrográfica	Finalidade da Outorga	
	Diluição de Efluentes	Irrigação
Rio Santa Maria da Vitória	20	75
Marinho-Formate	12	3
Rio Bubu	8	1
Mestre Álvaro - Contorno	4	3
Baía de Vitória	2	
Rio Itanguá	2	
Praia da Costa e Canal	1	
Rio Aribiri	1	

Ações voltadas para o controle e gestão dos usos das águas são fundamentais nessas bacias, particularmente em função da importância com relação à manutenção da qualidade ambiental do SEBV, em especial o manguezal. Além de diluição de efluentes domésticos e irrigação, os corpos d'água dessas bacias sofrem demandas relativas a captação para consumo humano e industrial, conforme pode ser observado na Figura 28.

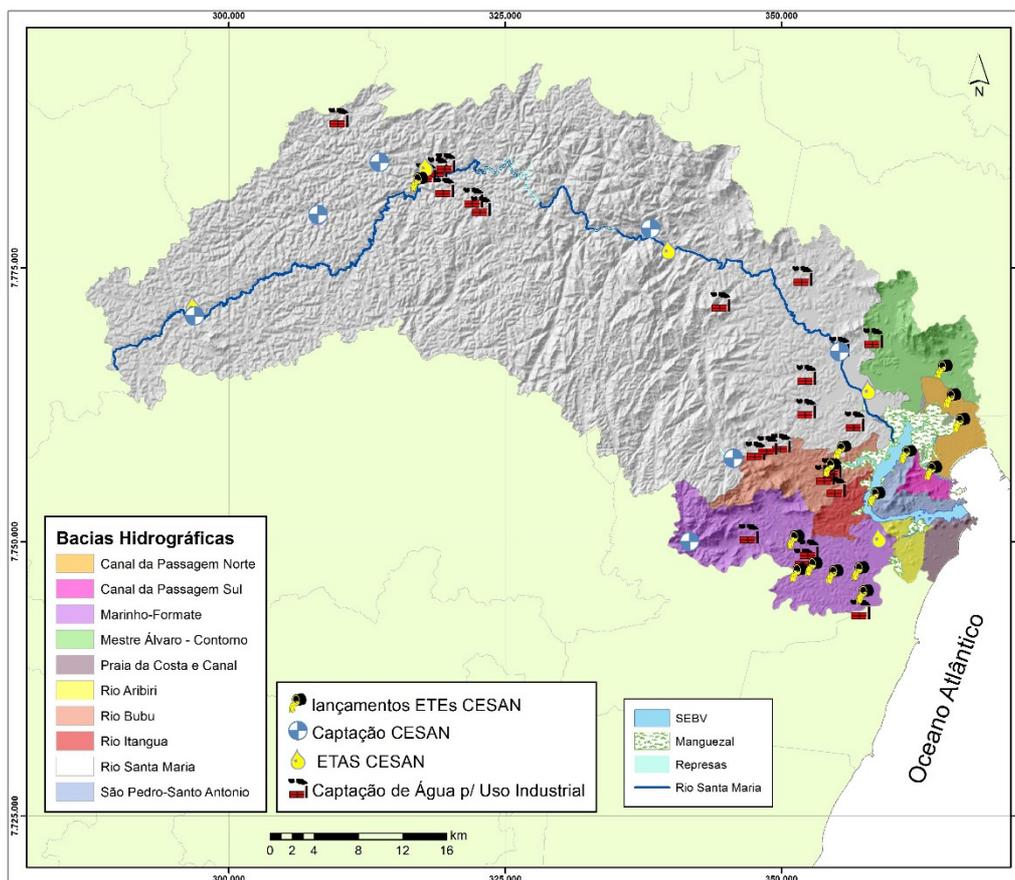


Figura 28: Localização dos principais usos das águas nas bacias hidrográficas do SEBV (AGERH, 2015a; CESAN, 2015b).

A captação superficial nas bacias soma $293.899,62 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ (Tabela 18). O volume captado no Rio Santa Maria, $270.571,84 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, ou $3,13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, equivale a 21,3 % da média anual da vazão medida na estação situada em Santa Leopoldina, $14,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, conforme dados disponíveis (HIDROWEB/ANA, 2015).

Tabela 18: Volumes de Captação superficial nas bacias (AGERH, 2015a; CESAN, 2015b).

Bacia de Captação	Captação Superficial (m ³ .dia ⁻¹)		
	Industrial	Abastecimento Público*	Total
Marinho-Formate	7.791,4	3.812,1	11.603,51
Mestre Álvaro - Contorno	56,2	-	56,2
Rio Bubu	864	-	864,0
Rio Duas Bocas	-	9.969,8	9.969,8
Rio Santa Maria	74.149,6	196.422,2	270.571,8
Rio da Prata	0,0	574,9	574,9
Afluente do Rio Possmouser	-	259,2	259,2
Total	82.861,2	211.038,4	293.899,6

*médias mensais de captação em 2014.

Considerando os efeitos da estiagem que ocorreu no estado ao longo do ano de 2014 e 2015, a AGERH passou a monitorar as vazões do Rio Santa Maria semanalmente no ponto de captação da CESAN (Figura 29). Como referência foi definida a vazão crítica, estimada em 3,8 m³.s⁻¹.

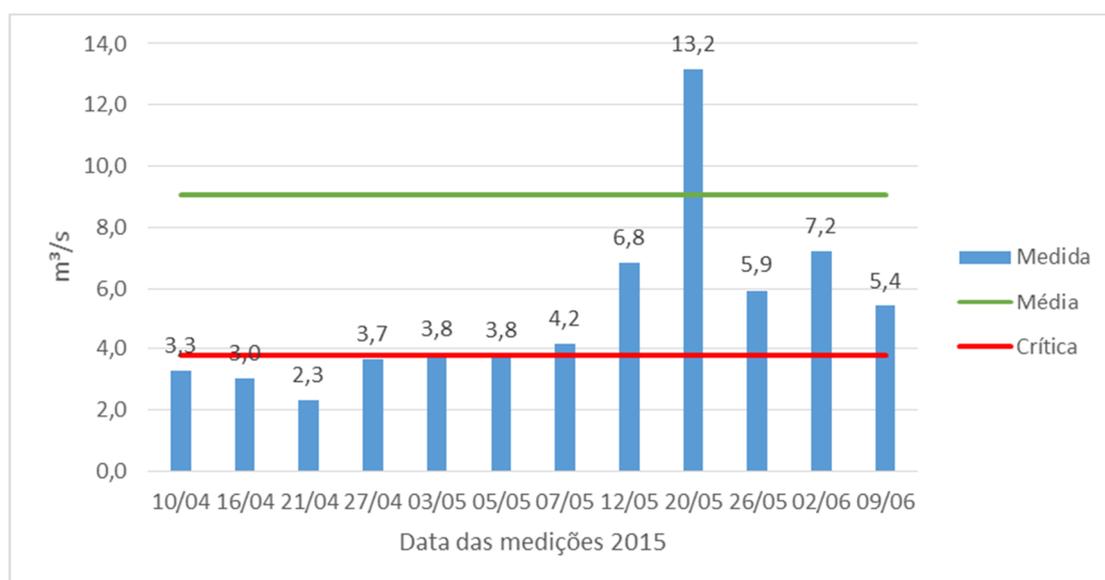


Figura 29: Vazão fluvial (m³.s⁻¹) na foz do Rio Santa Maria da Vitória, ponto de captação da CESAN. Vazão Média anual em jun/15: 9,07 m³.s⁻¹; Vazão Crítica 3,8 m³.s⁻¹ (AGERH, 2015c).

Na comparação desses valores com a expectativa de captação de até 3,13 m³.s⁻¹ (AGERH, 2015a; CESAN, 2015b), constata-se a possibilidade de um eventual comprometimento de até 57,9 % da vazão total do rio, quando comparada com a vazão medida em junho de 2015 (5,4 m³.s⁻¹), ou 34,5 %, quando comparado com a vazão média anual nesse mesmo mês (9,07 m³.s⁻¹).

Esses valores reforçam a necessidade de atenção ao fato de que a descarga fluvial é de grande importância para a manutenção dos processos estuarinos, assim como do seu equilíbrio natural

(Alber, 2002; Miranda *et al.*, 2002; Olsen *et al.*, 2007). Cuzzuol & Rocha (2012) reforçam que fatores ambientais, como frequência de inundações pelas marés, velocidade de correntes e aporte de águas dos rios, podem alterar a concentração de nutrientes na biomassa vegetal de ecossistemas costeiros, particularmente manguezais, sendo que a disponibilidade de elementos minerais pode ser alterada em função da sazonalidade dos regimes fluvial e pluvial (Kjerfve, 1990).

A influência do regime hídrico na composição de elementos minerais em sedimentos e folhas e na constituição físico-química da rizosfera, em árvores do ecossistema manguezal, foi constatado por Cuzzuol & Rocha (2012). Os períodos de maior aporte de água doce foram marcados pelos maiores valores de bases trocáveis, capacidade de troca catiônica, pH e salinidade, além das maiores concentrações dos nutrientes Ca, Fe e Mn nos sedimentos, enquanto no período de estiagem foram encontradas as maiores concentrações de K, Mg e Zn. Essa influência também foi constatada na composição das folhas, uma vez que durante a estiagem a concentração de Ca, Mg, Zn, Fe e Cu foi maior. Kjerfve *et al.*, (1999) afirmavam que as variações hidrológicas e hidrogeoquímicas em manguezais são geralmente significativas, controlando o tipo de ecossistema de manguezal que irá se estabelecer no local. Essas variações incluem intensidade e variedade das chuvas (distribuição sazonal) e salinidade, assim como a relação entre a precipitação e a evapotranspiração.

A partir de estudos realizados em diversos estuários na África, Mikhailov & Isupova (2008) constataram a salinização estuarina, decorrente de ações antrópicas (e.g. represamento fluvial) assim como naturais (e.g. baixa precipitação), sendo identificados os seguintes efeitos adversos sobre os ecossistemas estuarinos: deterioração da qualidade das águas, com incremento da concentração de sal e diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, diminuição da biomassa e produtividade fitoplanctônica; diminuição da concentração de carbono inorgânico; redução no tamanho dos camarões; acidificação e salinização de solos; salinização de águas subterrâneas e; degradação dos manguezais.

Nielsen *et al.*, (2003), afirmaram que a exposição de longo prazo à salinidade elevada pode levar ao comprometimento da reprodução e recrutamento, o que reduziria a sustentabilidade das comunidades biológicas. Com base nessas informações, é procedente a preocupação divulgada na imprensa no dia 24 de março de 2015 (Jornal Metro, 2015), em que o volume de captação no SMV não permitia o afluxo de água doce ao estuário, com possibilidade de degradação do ecossistema existente, particularmente o manguezal. Leite (em desenvolvimento) constatou, em outubro/2015, valores de salinidade de até 35,8 PSU na porção norte do SEBV, em situação de vazante sizígia. Dessa forma, é fundamental que as instituições envolvidas na gestão dos

ecossistemas conheçam melhor as relações entre os padrões dos fluxos hidrológicos, a variação da salinidade decorrente e os impactos ambientais nos estuários. O conhecimento de como a combinação de alterações nos fluxos hidrológicos com a salinidade afetam os rios e as áreas alagadas é fundamental, de modo que os gestores possam prever as consequências das ações de governança a serem implantadas (Nielsen *et al.*, 2003).

Assim, de modo a prevenir problemas dessa natureza, em conjunto com as ações de outorga e fiscalização dos usos dos recursos hídricos das bacias hidrográficas, o governo do estado desenvolve programas visando a qualidade e disponibilidade das águas. Na Tabela 19 são apresentados os principais programas.

Tabela 19: Principais programas com ação em recursos hídricos implementados nas bacias hidrográficas do SEBV e sua situação em agosto de 2016.

Programa	Objetivo	Instituição Coordenadora	Ano de Implementação	Situação
Programa de Gestão Integrada de Águas e da Paisagem	garantir acesso à água, seus usos atuais e futuros, além de ampliar a cobertura de coleta, tratamento e destinação final de esgotos;	Secretaria de Estado Extraordinária de Projetos Especiais e Articulação Metropolitana – SEPAM	2015	Em execução
Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e Plano de Bacia Para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucú	realizar o enquadramento e o planejamento ordenado dos recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Santa Maria da Vitória e Jucú.	Agência Estadual de Recursos Hídricos - AGERH	2013	Aprovado
Programa de Monitoramento da Qualidade das Águas Interiores do ES	manutenção de banco de dados que permite o acompanhamento da evolução da qualidade das águas das bacias hidrográficas.	Agência Estadual de Recursos Hídricos - AGERH	1989	Em execução
Programa Corredores Ecológicos	proteção da natureza, reduzindo ou prevenindo a fragmentação de florestas existentes, por meio da conexão entre diferentes modalidades de áreas protegidas e outros espaços com diferentes usos do solo	Instituto Estadual de Meio ambiente e Recursos Hídricos - IEMA	2003	Em execução
Programa Reflorestar	manter, recuperar e ampliar a cobertura florestal, com geração de oportunidades e renda para o produtor rural.	Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA) e Secretaria Estadual de Agricultura, Aquicultura e Pesca (SEAG).	2011	Em execução

No Capítulo 4, Governança, será discutida a efetividade desses e outros Programas executados, indicando os problemas encontrados e quais desafios que ainda precisam ser superados para que seus objetivos sejam alcançados.

2.4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A ocupação no entorno do SEBV apresenta uma grande gama de características ambientais e culturais, que muitas vezes se mostram incompatíveis, principalmente aquelas associadas a ocupação irregular e a presença de um dos maiores complexos portuários da América Latina. Os conflitos de uso existentes são também reflexo de um processo de diversificação econômica que ocorreu no estado a partir da década de 70, quando se inicia um processo de industrialização, com a instalação e expansão, de forma concentrada na Região Metropolitana de Vitória, de grandes unidades focadas na indústria de transformação. Essas mudanças econômicas e sociais trouxeram também impactos negativos para o meio ambiente. É possível constatar que os serviços de saneamento básico (e.g. drenagem urbana, abastecimento de água e coleta/tratamento de esgotos e resíduos sólidos) não acompanharam a urbanização. Ressalta-se também a ocupação de áreas de risco com alta declividade, ou áreas passíveis de inundação, como manguezais que foram ocupados com moradias em condições precárias.

Esse aumento constante da pressão antrópica na Baía de Vitória é decorrente de um extenso e, em muitos casos, descontrolado processo de urbanização em seu entorno, muitas vezes ocupação essa associada a aterros, intensa atividade portuária e, principalmente, despejo de esgotos domésticos. A degradação ambiental é confirmada a partir de diferentes estudos realizados no SEBV, que constataram contaminação da água e sedimentos por metais pesados, hidrocarbonetos, matéria orgânica e microorganismos entéricos, oriundo de despejo de esgoto sanitário *in natura*. A contaminação também foi identificada em amostras de moluscos bivalves, com elevadas concentrações de coliformes totais e *Escherichia coli* e elevada prevalência do genoma dos vírus entéricos adenovírus e rotavírus. Também foi constatado teores de Cd, Pb e Zn, além de concentrações de Cr em quantidade maior que a admissível pela legislação brasileira, em tainhas e em robalos.

Simulação realizadas tendo como base os valores previstos de despejo de efluentes doméstico após a implantação de programas de saneamento na região do entorno do SEBV, indicaram que haveria uma melhora nas concentrações de DBO e nutrientes nas águas do SEBV. Apesar de que as concentrações de PT e nitrogênio amoniacal permaneceriam acima do previsto na Resolução

CONAMA Nº 357 em até 160 e 180 dias, respectivamente, ao longo de um ano, atingindo concentrações médias favoráveis à eutrofização.

A necessidade de conservação do manguezal vai além da biodiversidade por si, uma vez que, do ponto de vista hidrológico, há uma constante preocupação com as vazões do SMV, e eventuais efeitos que a sua diminuição e/ou intermitência poderiam causar no estuário e, conseqüentemente no manguezal. A tendência natural é a expansão das atividades antrópicas e, conseqüentemente, o aumento da demanda de água doce, o que faz com que haja a possibilidade de redução da vazão disponível do SMV.

A atual situação das águas do SEBV é também resultado dos fluxos que drenam para o mesmo, decorrente de um conjunto de 10 bacias de diferentes tamanhos, com destaque para a bacia do SMV, cuja área de drenagem representa 81,0 % da área total dessas bacias.

Mais de 1 milhão de habitantes moram na região abrangida pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV, sendo a grande maioria urbana. A exceção é a SMV, cuja maior parte da população é rural, reflexo das características dos Municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá.

As bacias tributárias do SEBV, como principais mananciais de abastecimento para a Região Metropolitana da Grande Vitória, além da existência de atividades agrícolas e pecuárias, são objeto de diferentes demandas de utilização dos recursos hídricos, com um grande número de pedidos de outorga de uso dos recursos hídricos, sendo estes usos muitas vezes conflitantes. Essa situação fica ainda mais crítica quando se constata o potencial licenciado de captação, que pode chegar até a $3,13 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, valor esse de cerca de 57,8 % da vazão medida do SMV, ou de 34,5 %, quando comparado com a vazão média.

Assim, de modo a prevenir problemas de disponibilidade e qualidade da água, em conjunto com as ações de outorga e fiscalização dos usos dos recursos hídricos das bacias, o governo do estado desenvolve, em conjunto com os demais atores sociais, programas de gestão envolvendo saneamento, planejamento de uso e conservação de ecossistemas. Entretanto a qualidade das águas que chegam ao SEBV apresenta sinais de comprometimento, principalmente decorrente do lançamento de esgoto sanitário sem tratamento, o que indica que esses programas ainda precisam de eficácia.

As diferentes atividades e uso da terra existentes nas bacias tributárias do SEBV, com grandes concentrações urbanas, industriais, atividades agrícolas e pecuárias, são potenciais geradores de cargas excessivas de nutrientes para o SEBV, dos quais os efluentes domésticos sejam potencialmente os mais representativos. Entretanto, esse conhecimento deve ser ampliado no sentido da efetiva quantificação das diferentes fontes de emissões de N e P para o SEBV. Esse

aporte excessivo, associado a um quadro de aumento permanente do consumo da água, pode vir a comprometer ainda mais a qualidade do SEBV. Esse conhecimento também passa a ser um fator de direcionamento e priorização das ações voltadas à governança da água no contínuo flúvio-estuarino.

A configuração socioambiental do SEBV e suas bacias hidrográficas tributárias reforça a necessidade de maior atenção sobre a importância da descarga fluvial para a integridade dos ecossistemas estuarinos. Assim, faz-se necessário que as instituições envolvidas na governança também conheçam melhor essas relações entre o regime e qualidade dos fluxos hidrológicos e os impactos ambientais nos estuários a jusante, visando a proposição de ações efetivas de gestão das águas.

Dessa forma, no próximo capítulo serão tratados os aspectos referentes a identificação e quantificação das diferentes fontes de emissões de N e P nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV, a partir da utilização de modelos de estimativas de emissões. Essa informação tem um papel importante no processo de validação da hipótese de pesquisa proposta para a presente tese.

3. HIDROGRAFIA, MORFOMETRIA E HIDROLOGIA DAS BACIAS TRIBUTÁRIAS DO SEBV

Resumo

Um conjunto de 10 bacias hidrográficas drenam para o SEBV. A determinação da rede hidrográfica, área de drenagem e a caracterização do regime hidrológico para os períodos seco e úmido, permitiu constatar que a bacia do Rio Santa Maria da Vitória - SMV é responsável por 80 % dos fluxos hidrológicos que aportam ao SEBV. As variáveis morfométricas evidenciaram bacias com baixa Densidade de Drenagem - Dd, com as maiores declividades médias ocorrendo nas bacias SMV, Rio Bubu – BU, Marinho Formate -MF, 32,3; 22,0 e 19,5 %, respectivamente. O coeficiente de compactidade (Kc) e Fator de Forma (Kf) indicam que as bacias Canal da Passagem Sul - PSS, Itanguá - ITA e Santo Antônio-São Pedro - SPA devem ser alvo de avaliações específicas, visando medidas para controle e/ou prevenção de inundações. Utilizando modelos de estimativas de emissões de nutrientes, foram calculadas as emissões naturais e antrópicas de N e P. As emissões estimadas de N e P das bacias para o SEBV correspondem a 10.783,7 e 5.480,4 ton.ano⁻¹, respectivamente, com a bacia do rio SMV responsável por 80 e 89 % de N e P, respectivamente. As fontes antrópicas são responsáveis por 97 e 99 % das emissões totais de N e P, respectivamente, com as atividades pecuárias gerando 74,5 % do N e 88,0 % do P. As bacias hidrográficas compõem dois grupos: urbanas e densamente povoadas e com características rurais, com baixa densidade populacional e ocorrência de remanescentes florestais.

3.1 INTRODUÇÃO

Os rios são as principais vias de fluxo dos materiais produzidos pelo intemperismo das rochas e lixiviação dos solos continentais para os oceanos. As transferências de materiais são decorrentes da ação de diferentes fatores como o clima, a cobertura e uso da terra, morfometria, morfologia e orografia das bacias de drenagem (Souza & Knoppers, 2003, Crossland *et al.*, 2005). Os rios ainda sofrem ação de agentes causadores de estresse químico de origem antrópica, que incluem matéria orgânica, nutrientes inorgânicos (N e P), além de contaminantes orgânicos, com destaque para pesticidas, produtos farmacêuticos e surfactantes, bem como por novas substâncias, baseadas em nanomateriais e microplásticos (Schuhmacher *et al.*, 2016). Na avaliação de Knoppers *et al.*, (2009), o conhecimento dos valores de referência dos fluxos/aportes é imprescindível para o conhecimento dos impactos ambientais nas bacias hidrográficas e estuários, sendo que para isso é necessário avaliar mudanças na fisiografia e hidrologia. Assim, os impactos cumulativos das alterações hidrológicas, com a ação dos agentes químicos, afetam a estrutura (biodiversidade), funcionamento e saúde dos ecossistemas e espécies, estando na base de extinções locais e a diminuição global da biodiversidade (Schuhmacher *et al.*, 2016). Bernardes *et al.*, (2012) constataram que a maioria dos rios brasileiros que desaguam no oceano Atlântico sofre diversos impactos ambientais nas bacias de drenagem. Conforme Knoppers *et al.*, (2009) e Milliman & Farnsworth (2011), apesar de existirem diversos estudos sobre aporte fluvial de água e sedimentos na interface bacia hidrográfica-zona costeira, há uma carência de estudos visando quantificar os aportes de

compostos inorgânicos e orgânicos que possam ser utilizados para estimativas do potencial de fertilização dos rios para sustentação da produtividade primária e avaliação do potencial de contaminação nos estuários e oceano costeiro adjacente.

A importância da interface continente-oceano é destacada por Medeiros *et al.*, (2014) quando afirmam que esta interface representa um dos principais sítios que controlam o fluxo e o destino de água e matéria dos ciclos biogeoquímicos globais. A interface, que abrange os estuários, a plataforma continental e as águas costeiras (Smith *et al.*, 2005), encontra-se sob severa pressão ambiental, resultante de indutores antrópicos, e.g. urbanização, industrialização e produção agrícola ao longo da bacia de drenagem (Coccosis *et al.*, 1999; National Research Council, 2003; Coccosis, 2004; Crossland *et al.*, 2005; Urban *et al.*, 2009). Estas pressões podem causar alterações na qualidade ambiental, tais como a perda da integridade e resiliência dos sistemas costeiros, incremento de patologias de origem aquática, além do comprometimento do potencial de geração de bens e serviços proporcionados pelos ecossistemas. Para Moatar & Meybeck (2007) o conhecimento dos fluxos de materiais transportados pelos rios é de fundamental importância quanto as estimativas de taxas de erosão e de emissões de nutrientes, a partir dos ecossistemas da bacia hidrográfica. Já, a realização de estudos visando avaliação dos efeitos de mudanças no uso e cobertura da terra e deposições atmosféricas, poderiam subsidiar a revitalização de bacias hidrográficas e a conservação de aspectos quanti e qualitativos da água.

Alterações, naturais ou antropogênicas, sobre o regime de descarga fluvial têm consequências para o desenvolvimento da estrutura trófica e o recrutamento de peixes em estuários e no sistema marinho adjacente (Ittekkot *et al.*, 2000; Alber, 2002; Molisani *et al.*, 2004, Molisani *et al.*, 2007; Chicharo *et al.*, 2006). É importante ressaltar que a redução da descarga de água e sedimentos após a construção de barragens invariavelmente resulta em decaimento da produtividade primária (Wolanski *et al.*, 2006), perda de recursos pesqueiros, desestabilização/erosão da costa e intrusão de água marinha nos sistemas estuarinos (Knoppers *et al.*, 2006). Assim, pode-se concluir que o conhecimento das características físicas de uma bacia hidrográfica, incluindo o regime de fluxos hidrológicos, constitui o embasamento para o conhecimento da variabilidade do sistema estuarino à jusante (Alber, 2002; Olsen *et al.*, 2007).

Conforme ressaltam Crossland *et al.*, (2005), para avaliação de bacias hidrográficas, deve-se levar em consideração os aspectos climáticos, morfológicos e antrópicos, com destaque para o uso e cobertura da terra e projetos que visem o represamento do canal principal. Silva *et al.*, (2010) destacaram a necessidade do conhecimento de uma série de parâmetros morfométricos e fisiográficos para o manejo de uma bacia hidrográfica, uma vez que as características do padrão de drenagem e do relevo refletem propriedades do terreno.

As características físicas de uma bacia têm uma importância fundamental nos processos do ciclo hidrológico, ao influenciar a infiltração, a quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração, o escoamento superficial e subsuperficial (Zavoianu, 1985). A análise morfométrica contribui para a compreensão do relevo e da drenagem como um todo, contribuindo no processo de entendimento do sistema de drenagem de bacias hidrográficas, estabelecendo relações entre os processos ecofísicos e o relevo resultante.

Visando entender as influências da geomorfologia, morfometria da bacia de drenagem e os padrões da vegetação na hidrologia, Romshoo *et al.*, (2012), afirmam que as respostas hidrológicas das bacias hidrográficas mudam significativamente em função das variações espaciais nos parâmetros morfométricos, apresentando uma relação direta. Nesse processo, a utilização de Modelos Digitais do Terreno – MDTs possibilita indiretamente a determinação de características morfométricas com grande precisão e eficiência, o que reforça a importância do uso de Sistemas de Informação Geográfica – SIG, na obtenção de características morfológicas de sistemas de drenagem (Silva *et al.*, 2010). Entretanto, o entendimento dos sistemas de drenagem é prejudicado com alterações decorrentes de intervenções humanas, das quais se destacam a implantação de barragens com diferentes objetivos, como geração de energia hidrelétrica, regularização de fluxos, abastecimento humano, controle de inundações e irrigação.

Com a criação de reservatórios, ocorrem alterações nos ecossistemas, sendo que os maiores efeitos no ambiente terrestre são observados nas florestas e sua fauna, enquanto os impactos antrópicos estão associados aos deslocamentos populacionais, alterações nos padrões de uso e ocupação da terra e doenças transmitidas pela água. De qualquer forma, quando da implantação de reservatórios, haverá sempre o conflito entre os impactos ambientais e a crescente necessidade de gestão das águas para atendimento a irrigação, demanda de energia elétrica e controle de enchentes, abastecimento humano e conservação da biodiversidade dos ecossistemas (Jain & Sing, 2003).

Com o represamento fluvial por barragens e reservatórios altera-se o pulso hidrológico, com retenção e transformação dos materiais dissolvidos e particulados, devido a redução na descarga de água, atenuação dos máximos de descarga, assim como alterações nos padrões diários, sazonais e anuais, em decorrência das demandas de energia hidroelétrica ao longo do dia, assim como a necessidade de acumulação para utilização em períodos de seca (Souza *et al.*, 2011). Jain & Sing (2003) ressaltavam que a descarga anual de um reservatório sempre será menor do que antes da regularização do rio, em função das perdas decorrentes da evaporação e eventuais captações. A implantação de reservatórios não obrigatoriamente irá degradar a

qualidade das águas, degradação decorrente do uso indiscriminado de fertilizantes, pesticidas e despejo de esgotos sem tratamento adequado. Lacerda & Marins (2002) avaliando os efeitos da construção de barragens ao longo do Rio Jaguaribe (Ceará) sobre os manguezais, identificaram alterações na área de ocorrência do manguezal e na distribuição e dinâmica das espécies existentes. Os efeitos sobre o manguezal seriam resultantes da perenização das vazões fluviais, com redução do aporte de sedimentos no período chuvoso e redução do fluxo de água doce no período seco, causando processos erosivos, morte de árvores do mangue, aumento da energia erosiva das marés e deposição de sedimentos de origem marinha.

A questão dos barramentos deve ser avaliada também com relação aos diferentes interesses envolvidos na utilização dos recursos hídricos e, principalmente, na definição da disponibilidade hídrica, sem que a integridade ecológica dos ecossistemas à jusante seja comprometida.

Assim, surge o conceito de vazão ecológica, definida como aquela que “possibilite ao sistema hidrológicoambiente hídrico manter a integridade dos processos naturais existentes entre o meio físico e a biota, valorizando especialmente as inter-relações vinculadas às variações do regime hidrológico natural” (De Garcia & Andrezza, 2004). A vazão ecológica representaria a descarga mínima que não compromete os ecossistemas aquáticos à jusante do barramento. Longhi & Formiga, (2011) afirmam que funções suportadas pela água, como manutenção da saúde pública, desenvolvimento econômico, recreação e preservação do equilíbrio ecológico, dependem da manutenção vazões mínimas que suportem o ecossistema aquático. O balanço adequado entre utilização e manutenção da estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos possibilita o seu uso continuado.

Souza & Knoppers (2003) destacaram que os processos antrópicos de retenção de materiais por barragens e de mobilização decorrente de processos erosivos e impactos nos fluxos de água e sedimentos, implicam em alterações significativas na estrutura e funcionamento do ecossistema estuarino. Esses autores apresentaram uma primeira quantificação dos fluxos de água e sedimentos em suspensão na costa leste brasileira. Assim, em face ao cenário de carência de dados para as bacias de menor porte, o desenvolvimento de estudos visando preencher essas lacunas é fundamental (De Paula *et al.*, 2010).

Smith *et al.*, (1999), National Research Council (2003), Smith *et al.*, (2005) ressaltaram que os aportes antrópicos de nutrientes em escala global aumentaram consideravelmente nos séculos XIX e XX, em decorrência, principalmente, da utilização de fertilizantes na agricultura e utilização de combustíveis fósseis. O enriquecimento excessivo de nutrientes, eutrofização, é capaz de causar significativas alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos,

sendo considerado o maior problema relativo à qualidade das águas. Esta constatação é reforçada por Crossland *et al.*, (2005), que afirmavam que a poluição, associada à diminuição das vazões e ao aumento da turbidez, é uma das maiores pressões ambientais atualmente existentes sobre os estuários.

Ferrier *et al.*, (2010) ressaltaram a estreita relação entre os aportes de nitrogênio em áreas costeiras por meio dos fluxos de água doce, grande parte do aporte oriundo do uso de fertilizantes na agricultura, e a ocorrência de florações fitoplanctônicas, anoxia e mortandade da fauna bentônica, redução nos estoques pesqueiros e comprometimento da balneabilidade das águas. Gao *et al.*, (2015) constataram aportes de N de até 21,8 ton.km⁻²ano⁻¹ em lagos chineses oriundo de fontes difusas decorrentes de fertilização na agricultura. A importância de nitrogênio (N) e fósforo (P) para os ecossistemas aquáticos foi reforçada em Whitall *et al.*, (2007), quando ressaltam que os mesmos são limitantes à produtividade primária. Em geral, considera-se a quantidade de nitrogênio um fator limitante em estuários, enquanto o fósforo limitaria a produtividade em ecossistemas de água doce. No entanto, os ecossistemas aquáticos podem apresentar limitações para os dois nutrientes, ou limitações que variam sazonalmente (Smith *et al.*, 1999; National Research Council, 2003; Smith, 2003; Smith, 2009). Esforços no sentido de quantificar essas contribuições são apresentados e discutidos em Herman *et al.*, (2005), procurando investigar as diferentes contribuições das fontes antrópicas, decorrentes dos diferentes usos da terra. Whitall *et al.*, (2007) observaram que a quantificação das fontes de poluição por nitrogênio em estuários é fundamental para definição de estratégias adequadas e efetivas de gestão, visando a redução das cargas de nitrogênio e, conseqüentemente, os efeitos da eutrofização.

Segundo Lacerda & De Sena (2005), para a definição de um índice de avaliação da vulnerabilidade ambiental de um estuário seria necessário estimar as cargas totais de nutrientes e poluentes a partir da exportação do sistema fluvial. A carga de nutrientes em uma bacia hidrográfica costeira é dominada pela fase particulada oriunda de sua drenagem, sendo controlada por eventos meteorológicos pontuais e extremos, quando são transportadas as maiores quantidades da carga total anual. Tappin (2002 *apud* Lacerda & De Sena, 2005) considera a medição direta dos fluxos e concentrações extremamente difícil, sendo indispensável a utilização de abordagens indiretas, por meio de fatores de emissão.

Conhecer os fluxos de nutrientes para os estuários, visando avaliar os efeitos/impactos, é constatar um cenário de escassez de dados fluviométricos (Miranda *et al.*, 2002). Essa situação foi reforçada por De Paula *et al.*, (2010) e Bernardes *et al.*, (2012), que, baseados em dados coletados, relataram a carência de estudos sistemáticos *in situ* de fluxos hidrológicos e

concentrações de nutrientes e sedimentos. Neste caso, Bernardes *et al.*, (2012) foram enfáticos ao afirmarem que “a magnitude dos aportes de água doce é a única estimativa possível para que se possa definir a potencial fertilização de origem continental para a plataforma continental”.

Diante desse cenário, Lacerda & De Sena (2005) reafirmavam que a abordagem empírica na qual se faz relação entre cargas de nutrientes com eutrofização tem obtido sucesso em diversas bacias costeiras. Correlações significativas têm sido obtidas quando se faz uso das concentrações medidas *in situ* com aquelas estimadas. Assim, seria possível a substituição do uso da concentração *in situ*, e de maneira satisfatória, em bacias aonde informações sobre as mesmas são escassas. Nesse contexto, o uso de fatores de emissão é uma importante ferramenta para a quantificação dos aportes de materiais para bacias hidrográficas, permitindo o conhecimento de bacias aonde não estejam disponíveis dados de medição *in situ* (Kristensen, 2004; Lacerda & De Sena, 2005; Lacerda, 2006; Van Drecht, 2009; De Paula *et al.*, 2010; Molisani *et al.*, 2013; De Paula Filho *et al.*, 2015a). O fator de emissão é um valor que representa a quantidade de um poluente liberado para um corpo receptor, a partir de processos naturais ou antrópicos (Lacerda *et al.*, 2008).

Para Lacerda & De Sena (2005) a quantificação de cargas potenciais de nutrientes em bacias hidrográficas seria um processo possível de executar na maior parte do litoral brasileiro, com base em fatores de emissão decorrentes de parâmetros de consumo de matéria, associados às atividades antrópicas, bem como as emissões oriundas de processos naturais. A utilização de cargas de nutrientes, em lugar de medições de concentração, se configura como uma etapa preliminar, de modo a quantificar a importância das fontes naturais e antropogênicas para o aporte de nutrientes para a zona costeira. Isso possibilita, ainda, avaliar a sensibilidade dos sistemas estuarinos ao aporte adicional de nutrientes de origem antrópica (Lacerda, 2006; Lacerda *et al.*, 2008).

O fluxo de materiais numa bacia é governado por fatores bióticos e abióticos, sendo que estudos desses processos são escassos em regiões tropicais e subtropicais (Figueiredo *et al.*, 2011). Assim, estudos visando compreender os efeitos das alterações no uso da terra, particularmente desmatamentos, seriam prioritários. O conhecimento e entendimento desses fatores e processos antrópicos são primordiais na definição das potenciais fontes de N e P (Smith *et al.*, 1999; National Research Council, 2003; Herman *et al.*, 2005), enquanto alterações nos ciclos biogeoquímicos desses elementos podem refletir impactos ambientais existentes (Eschrique *et al.*, 2010). Os aportes de origem antrópica podem ser agravados pela ausência de vegetação ciliar. Segundo Carmo *et al.*, (2003), a vegetação ao longo da margem dos ecossistemas aquáticos atua como uma barreira física e biológica ao escoamento superficial, particularmente

impedindo a lixiviação de fertilizantes oriundos da agricultura, mitigando a poluição por fontes difusas.

O entendimento dos processos naturais em uma bacia hidrográfica é fundamental para a determinação das diferentes fontes de nutrientes e contaminantes, o seu transporte e quais os seus efeitos no ambiente (Ferrier & Jenkins, 2010). Bernardes *et al.*, (2012) ressaltaram a falta de informações sobre fluxos de compostos orgânicos e inorgânicos para avaliação do potencial de fertilização dos rios brasileiros, assim como estimar o potencial de poluição/contaminação de origem antrópica na zona costeira.

A partir da perspectiva de mudanças climáticas globais, as maiores influências à zona costeira seriam oriundas de bacias de pequeno a médio porte, com intensa atividade socioeconômica, reforçando a necessidade de implantação de programas e estudos em bacias hidrográficas com essas características (Salomons *et al.*, 2005).

As bacias tributárias ao SEBV são reflexo dessa carência de estudos, uma vez que as primeiras estimativas de fluxos de água e sedimentos para bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória - SMV, foram apresentadas por Souza & Knoppers (2003), apesar de que o valor da área de drenagem apresentado, (997 km²), ser diferente do presente estudo.

O presente capítulo objetiva determinar e delimitar as bacias hidrográficas contribuintes ao SEBV, sua morfometria, caracterizando seu regime hidrológico, além de estimar as emissões de nutrientes (N e P) oriundas de cada bacia para o estuário. Pois, um melhor conhecimento dessas características, é fundamental para contribuir com o processo de governança dos recursos hídricos em bacias hidrográficas costeiras.

3.2. METODOLOGIA

As etapas desenvolvidas para caracterização da fisiografia das bacias, sua drenagem, seus fluxos hidrológicos, assim como as potenciais emissões de nutriente estão apresentadas no fluxograma na Figura 30.

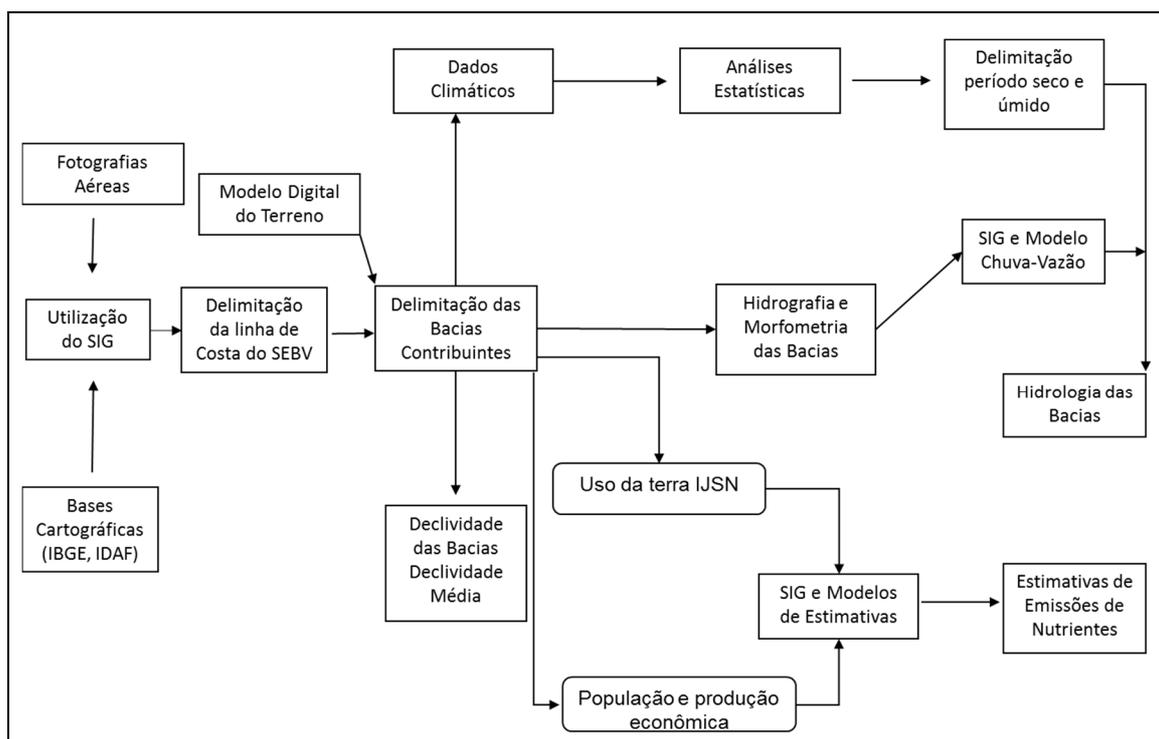


Figura 30: Fluxograma das etapas desenvolvidas para caracterização da hidrografia, morfometria e hidrologia das bacias tributárias do SEBV.

3.2.1. Hidrografia e morfometria das bacias hidrográficas tributárias do SEBV

A área definida como objeto do presente estudo foi delimitada a partir da região conhecida como SEBV, com os limites definidos com base na vegetação de mangue, áreas de ocupação antrópica e a fisiografia natural, mantendo coerência com estudos já realizados (Joyeux *et al.*, 2004; Rigo, 2004; D'Agostini, 2005; Veronez Jr., 2009; Veronez Jr. *et al.*, 2009; Neves *et al.*, 2012; Nascimento *et al.*, 2013). Digitalização em tela da linha de costa baseada na interpretação de fotografias aéreas de 2008 com escala 1:15.000 (IEMA, 2008) e bases cartográficas existentes (Tabela 20). Com base nessas informações, a área do SEBV foi digitalizada em tela sobre a imagem aérea, utilizando o software ESRI ArcGIS 10.1.

Com os limites do SEBV definidos, foi feita a delimitação das bacias hidrográficas tributárias, por meio da base de dados de altimetria (Cartas do IBGE) e Modelo Digital de Terreno – MDT, o qual foi obtido através das imagens de satélite da missão Shuttle Radar Topography - SRT (30 m de resolução) e corrigidas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE no Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil Topodata. As bacias contribuintes ao SEBV foram delimitadas utilizando o software ESRI ArcGIS 10.1, ferramenta *Hydrology*, função *Watershed*. Em seguida foi realizada a fusão das subbacias em bacias hidrográficas principais, por meio de edição de arquivos vetoriais.

Tabela 20: Bases de dados espacial utilizada

Dado	Escala	Sistema de Coordenadas	Fonte*	Ano
Cursos d'água	1:100.000/1:50.000	UTM WGS 84	GEOBASES	2010
Limites administrativos	1:15.000	SIRGAS 2000	IDAF	2015
Solos	1:400.000	UTM WGS 84	EMBRAPA	2011
Geomorfologia	1:250.000	SIRGAS 2000	Coelho <i>et al.</i> , 2012 e 2013.	2012
Uso da terra	1:100.00	SIRGAS 2000	Lorena <i>et al.</i> , 2013.	2013
Setores Censitários	1:5.000	SIRGAS 2000	IBGE, 2011	2011
TOPODATA	1:250.000	SIRGAS 2000	INPE	2011
Fotografias Aéreas	1:15.000	SIRGAS 2000	IEMA	2008
Altimetria	1:100.000/1:50.000	UTM WGS 84	IBGE	1978

*GEOBASES: Sistema de Bases Georeferenciadas do Estado do Espírito Santo. www.geobases.es.gov.br

*IDAF: Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Estado do Espírito Santo. www.idaf.es.gov.br

*EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. www.embrapa.br

*IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br

*INPE: Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais: www.dsr.inpe.br/topodata

*IEMA: Instituto Estadual do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. www.meioambiente.es.gov.br

Com base na delimitação das bacias foram sobrepostos os limites políticos-administrativos. Isso permitiu direcionar os dados socioeconômicos e de gestão ambiental a serem identificados e analisados, compondo a base de informações georeferenciada.

A delimitação das bacias foi utilizada ainda para o recorte do uso da terra, hidrografia, solos, modelo digital do terreno e geomorfologia nas bacias, utilizando as ferramentas *clip*, *selection by attributes* e *selection by Location*, disponíveis no software ESRI ArcGIS 10.1, tendo como base os atributos especiais contidos no banco de dados para cada tema avaliado.

Os dados referentes aos aspectos físicos (morfometria e hidrografia) das bacias hidrográficas tributárias foram trabalhados em ambiente de Sistema de Informação Geográfica - SIG, ESRI ArcGIS 10.1, o que permitiu a sua quantificação, qualificação, assim como a sua distribuição espacial. Foram utilizadas informações como altimetria, rede hidrográfica e limites das bacias e trabalhadas através das seguintes metodologias.

- Hipsometria, delimitação e área (km²) das bacias: calculadas no SIG a partir dos dados do MDT, sendo os limites das bacias gerados através do módulo *Hydrology*;
- Rede fluvial (extensão em km e número de segmentos): calculadas no SIG a partir das informações das redes hidrográficas disponíveis nas bases cartográficas (Cartas topográficas do IBGE, mapeamento sistemático);

- Densidade hidrográfica: calculada através da relação entre o número total de segmentos de rio e a área da bacia (km²) (Horton, 1945; Christofolletti, 1981), valor esse que demonstra a magnitude da rede hidrográfica existente;
- Densidade de drenagem: correlação do comprimento total dos rios com a área da bacia, refletindo a existência de canais para o escoamento na bacia (Christofolletti, 1981), sendo calculada a partir da seguinte equação:

$$Dd = L/A$$

Sendo:

Dd: densidade de drenagem (km.km⁻²);

L: comprimento total dos rios ou canais – drenagem (km);

A: área da bacia (km²).

- Ordenamento fluvial: reflete o grau de ramificação da drenagem dentro de uma bacia, conforme classificação proposta por Horton (1945, modificado por Strahler, 1957);
- Coeficiente de compacidade K: Calculado através da relação entre o perímetro da bacia e o perímetro da circunferência de um círculo de área equivalente à da bacia ($k_c = 0,28*(P/VA)$) (Christofolletti, 1974; Almeida, 2007). O coeficiente indica a susceptibilidade da bacia a inundações, pois quanto mais próximo Kc for da unidade maior a probabilidade da bacia sofrer enchentes (Christofolletti, 1981; Zavoianu, 1985);
- Fator de Forma Kf: Calculado a partir da relação entre a largura média da bacia hidrográfica e o comprimento do curso principal de água, ou comprimento axial da bacia (Zavoianu, 1985). O coeficiente indica que uma bacia com o fator de forma baixo é menos sujeita a enchentes do que outras de mesmo tamanho, porém com outro fator de forma, sendo determinado através da seguinte equação (Almeida, 2007):

$$Kf = A/L^2$$

Sendo:

Kf: fator de forma;

L: é o comprimento do rio principal da bacia (km);

A: área da bacia (km²).

- Declividade: Os mapas de declividade das bacias hidrográficas foram gerados no software ESRI ArcGIS 10.1, através da função *slope* e utilizando o modelo digital de terreno.

Visando uma uniformização dos resultados de declividade para cada bacia, as classes geradas foram reclassificadas em classes de acordo com o sugerido em EMBRAPA (1979) (Tabela 21), a partir do recurso técnico de reclassificação disponível na ferramenta *Spatial Analyst* do SIG.

Tabela 21: Classes de declividade (%), conforme EMBRAPA (1979).

Declividade (%)	Classe de Relevo
0 – 3	Relevo plano
3 – 8	Relevo suave ondulado
8 – 20	Relevo ondulado
20 – 45	Relevo forte ondulado
45 – 75	Relevo montanhoso
>75	Relevo forte montanhoso

- Declividade média: A declividade média (S) foi obtida em porcentagem para as bacias a partir da seguinte equação (Zavoianu, 1985), sendo utilizadas curvas de nível com equidistância de 30m:

$$S = (D_{cn} * L_{cn} / A) * 100$$

Sendo:

D_{cn} = distância entre as curvas de nível (m);

L_{cn} = comprimento total das curvas de nível (m);

A = área da bacia hidrográfica (m²).

3.2.2. Pluviosidade

Foram utilizadas um total de 120 estações pluviométricas distribuídas ao longo do estado existentes no Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional das Águas (HIDROWEB/ANA, 2015) (Figura 31). Inicialmente foram interpolados os dados referentes ao mês mais seco (agosto), ao mais chuvoso (dezembro), além do total anual, que consiste no somatório das médias dos 12 meses.

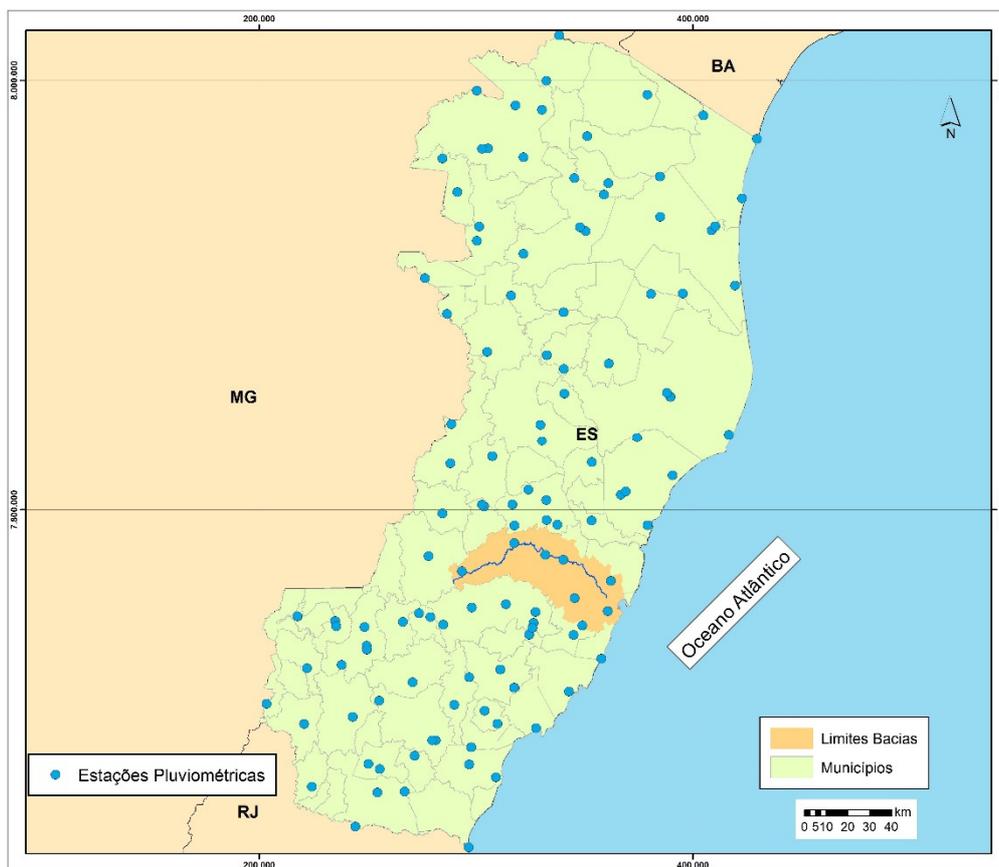


Figura 31: Localização das estações pluviométricas utilizadas.

Para a interpolação dos dados pontuais utilizou-se o método *Spline*, no módulo *Spatial Analyst*, do sistema de informações geográficas ESRI ArcGIS 10.1, com os seguintes parâmetros: peso = 1,1; número de pontos = 35 e tamanho da célula = 30. O cálculo das médias da pluviosidade para cada faixa de 100 m de altitude, assim como a área de cada uma delas, por bacia, foi obtido no SIG com a utilização da função *Zonal Statistics as table* do módulo *Spatial Analyst*, a partir dos resultados da interpolação para os diferentes períodos.

Na área das bacias do SEBV há um conjunto de estações pluviométricas, que permitem conhecer a distribuição das precipitações na região, com dados disponíveis desde 1950 (Figura 32). Assim, foi possível determinar a pluviosidade média anual e mensal de séries históricas referentes ao período de 1950 a 2013, através dos dados de 6 (seis) estações localizadas na área de estudo.

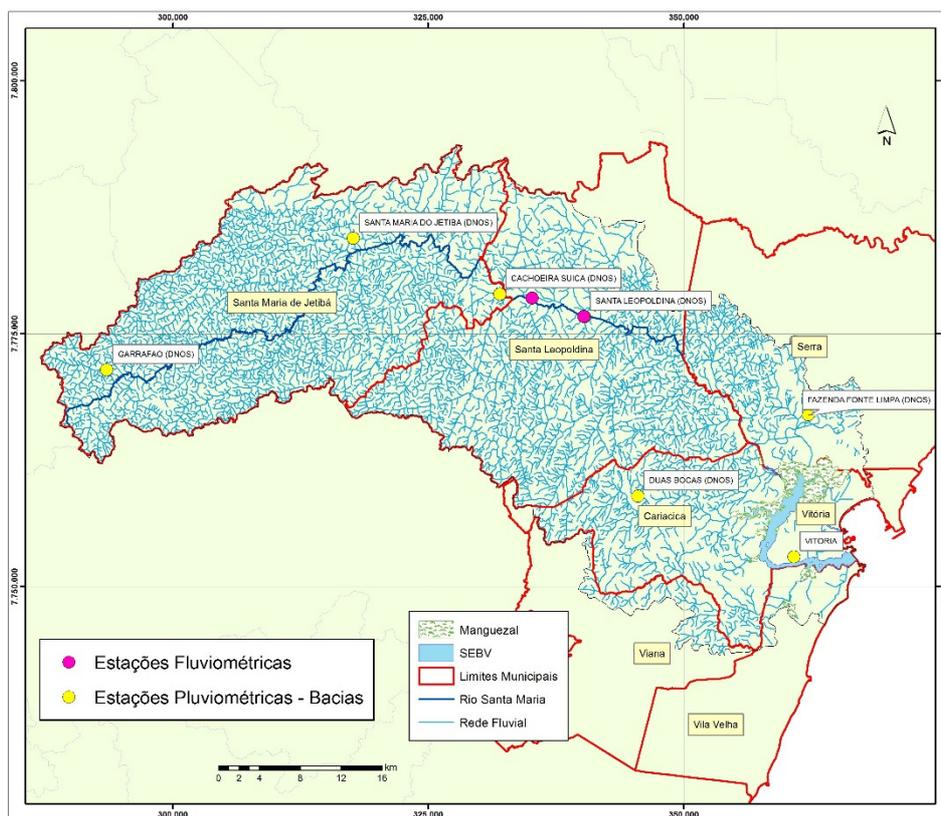


Figura 32: Localização das estações pluviométricas nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV. Também são localizadas as estações de medição de vazão no Rio Santa Maria da Vitória.

Como referência para análise dos dados foi definido que os meses com pluviosidade acima de 100mm seriam considerados como período chuvoso, pluviosidade entre 50 e 100mm considerados como transição e meses secos ou de estiagem aqueles que apresentaram precipitação abaixo de 50mm, conforme adotado em Bertoldi (2014) e Gonçalves (2015).

3.2.3. Hidrologia Fluvial

Os dados de vazões fluviais foram levantados junto ao Sistema de Informações Hidrológicas da Agência Nacional das Águas (HIDROWEB/ANA). Na área de estudo, nas bacias que drenam para o SEBV, existem somente duas estações de medição de vazão no SMV, situadas no município de Santa Leopoldina e operadas pela Agência Nacional das águas – ANA (Figura 32).

Considerando que o interesse principal do projeto são os fluxos que chegam ao SEBV, optou-se por tratar os dados referente a estação 57130000 (Santa Leopoldina), situada mais à jusante. Essa estação possui dados de vazão desde janeiro de 1950.

Para estimativas da vazão fluvial em cada uma das bacias foi utilizado o método pluviosidade-vazão, proposto por Kjerfve *et al.*, (1996) e Kjerfve *et al.*, (1997). Esse método prevê a aplicação

de equações semi-empíricas para estimar as descargas fluviais para os estuários, levando em consideração a perda por evapotranspiração e correção da temperatura a cada 100 m de altitude (Kjerfve, 1990; Molisani *et al.*, 2006a; Molisani *et al.*, 2007). Os dados de temperatura média em função da altitude utilizados foram extraídos do trabalho de Feitoza *et al.*, (2010).

Assim, foi possível estimar as vazões das bacias hidrográficas tributárias ao SEBV para os períodos de interesse, a saber seco e chuvoso, além do total anual. Para a determinação da vazão específica, quantidade de água produzida por km² (L.s⁻¹.km⁻²) em cada bacia, foi utilizado Christofoleti (1981).

3.2.4. Estimativas das emissões de nutrientes (N e P)

Lacerda & De Sena (2005), De Paula *et al.*, (2010), Molisani *et al.*, (2013), De Paula Filho *et al.*, (2015a), vêm ampliando e detalhando os fatores envolvidos nas estimativas de nutrientes em bacias hidrográficas, classificando as fontes em naturais e antrópicas. As fontes naturais de N e P são associadas à deposição atmosférica e à denudação física e química de solos. Já, as fontes antrópicas, levam em consideração relações entre as atividades produtivas, como dados de produção, uso de insumos, bem como as concentrações dos compostos químicos nas diversas matrizes analisadas e em efluentes, incluindo variáveis como as taxas de retenção em solos. Assim, pode-se destacar como fontes antrópicas a disposição inadequada de águas servidas e resíduos sólidos urbanos, contribuições da agricultura, pecuária e no caso de bacias com extensas áreas urbanizadas, a drenagem urbana superficial (*runoff*) também pode contribuir com cargas significativas. No presente estudo foram discriminadas as diferentes fontes de emissão, com o somatório resultando no total de emissões possíveis em cada uma das bacias, conforme proposto por De Paula Filho *et al.*, (2015a). Os dados utilizados, particularmente com relação aos aspectos socioeconômicos, foram os mais recentes disponíveis, conforme recomendado em Noriega & Araujo (2009) e De Paula Filho *et al.*, (2015a).

O detalhamento das equações é apresentado a seguir, assim como as fontes de dados utilizadas em cada uma delas.

Fontes Naturais de Nutrientes

Para a quantificação de N e P provenientes de fontes naturais (pluviosidade e efeitos erosivos), foram aplicadas as equações 1 e 2. A concentração de N e P na água da chuva varia de 80 a 300mg N.m⁻².ano⁻¹ e 4 a 10mg P.m⁻².ano⁻¹, em locais preservados e muito industrializados, respectivamente (Lacerda *et al.*, 2008, De Paula *et al.*, 20015a). Outro fator adotado será a taxa de retenção no solo, sendo 65 % para N e 70 % para P, conforme recomendado por esses autores.

Deposição Atmosférica

$$L_{At}^{N,P} = \rho_{RW} \cdot A_{WS} \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^3 \dots\dots\dots(1)$$

Equação 1: $L_{At}^{N,P}$ representa a carga atmosférica estimada de N ou P; ρ_{RW} deposição de N ou P dependendo da concentração de nutrientes na água da chuva (300 mg N.m⁻² ano⁻¹ e 10 mg P.m⁻².ano⁻¹, considerando o alto grau de industrialização existente na região de entorno do SEBV) multiplicado pela quantidade de pluviosidade anual da região (mm.ano⁻¹); A_{WS} a área da bacia (km²); α_{rS} taxa de retenção do solo, 65 % para N e 70 % para P (Lacerda *et al.*, 2008, De Paula *et al.*, 20015a).

A área da bacia foi calculada no SIG, utilizando o módulo *Analysis Tools - Statistics*, com a pluviosidade média em cada bacia calculada a partir dos modelos de pluviosidade total anual, com a concentração de N e P ajustada de acordo com os valores encontrados.

Denudação física e química de solos

Como fatores fixos, foram utilizados os valores já definidos para a concentração de nutrientes em cada tipo de solo, (Tabela 22), além de coeficiente de erosão média (128 t.km⁻².ano⁻¹), conforme adotado por De Paula Filho *et al.*, (2015a).

Tabela 22: Concentrações de N e P nos solos (mg.kg⁻¹). (De Paula Filho *et al.*, 2015a.)

Classe de Solos	Concentração N (mg.kg ⁻¹)	Concentração P (mg.kg ⁻¹)
Cambissolos	465	250
Gleissolos	900	100
Latossolo	500	500
Espodossolos	500	500
Argissolos	400	208
Neossolos	500	178

$$L_S^{N,P} = \sum_{j=1}^g \rho_{Sj} \cdot A_j \cdot L_S \cdot (1 - \alpha_{rS}) \dots\dots\dots(2)$$

Equação 2: $L_S^{N,P}$ refere-se ao aporte total de N e P conforme cada tipo de solo da bacia, como uma função de: ρ_{Sj} concentração do nutriente em um tipo de solo (mg.kg^{-1}); A_j área correspondente a cada solo presente na bacia (km^2); L_S erosão média local ($128 \text{ t.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$); α_{rS} taxa de retenção do solo. Como taxa de retenção dos elementos no solo foram considerados os valores de 0,37 para N e 0,30 para P (De Paula Filho *et al.*, 2015a). As áreas de cada classe de solos das bacias foram calculadas no SIG, utilizando o módulo *Analysis Tools – Statistics*, tendo como base o mapa de levantamento de solos do ES, EMBRAPA (1978) adaptado à nova classificação (EMBRAPA, 2006), (Tabela 23), apresentado no Capítulo 2.

Tabela 23: Classes de solos das bacias e respectivas áreas (extraído de EMBRAPA, 1978).

Bacias	Classes de Solos	Área (km^2)	%
Canal da Passagem Norte	Argissolos	5,15	19,9
	Espodossolos	13,32	51,6
	Gleissolos	7,37	28,5
Canal da Passagem Sul	Argissolos	8,86	89,4
	Gleissolos	1,05	10,6
Marinho-Formate	Argissolos	1,66	1,2
	Cambissolo	14,94	11,1
	Espodossolos	5,25	3,9
	Latossolos	82,47	61,4
	Neossolos	29,96	22,3
Mestre Álvaro - Contorno	Argissolos	14,33	18,8
	Gleissolos	36,63	48,1
	Latossolos	9,72	12,8
	Neossolos	15,41	20,3
Praia da Costa e Canal	Argissolos	2,79	18,9
	Espodossolos	11,94	81,1
Rio Aribiri	Argissolos	4,08	29,1
	Espodossolos	8,66	61,6
	Latossolos	1,31	9,3
Rio Bubu	Cambissolo	2,09	4,2
	Gleissolos	1,37	2,7
	Latossolos	27,20	54,0
	Neossolos	19,73	39,1
Rio Itanguá	Latossolos	16,69	94,6
	Neossolos	0,95	5,4
Rio Santa Maria da Vitória	Argissolos	17,82	1,1
	Cambissolo	555,30	35,6
	Gleissolos	32,45	2,1
	Latossolos	952,17	61,0
	Neossolos	2,44	0,2
São Pedro-Santo Antônio	Argissolos	17,20	95,6
	Gleissolos	0,78	4,4

Volatilização da Amônia

Para a taxa de emissão de amônia (NH₃) em áreas de solo com floresta, natural ou plantada, e solo não cultivado (calculada pela equação 3), foi adotado o valor de 5 kg NH₃.km⁻².ano⁻¹, conforme recomendado por De Paula Filho *et al.*, (2015a).

$$L_S^{NH_3} = \rho_{NS}^{NH_3} \cdot A_{NS} / 10^3 \dots\dots\dots(3)$$

Equação 3: $L_S^{NH_3}$ taxa de emissão de NH₃ em áreas de solo com floresta, natural ou plantada, e solo não cultivado, obtido como função de $\rho_{NS}^{NH_3}$; A_{NS} área de floresta, natural ou plantada, e do solo não cultivado, presentes na bacia (km²).

As áreas de floresta natural ou plantada de cada bacia foram extraídas do trabalho de Lorena *et al.*, (2013), utilizando o módulo *Analysis Tools – Statistics*, do SIG, (Tabela 24).

Tabela24: Áreas de Vegetação (natural ou plantada) nas bacias (extraído de Lorena *et al.*, 2013).

Bacia	Áreas de Vegetação (km ²)	
	Natural	Plantada
Canal da Passagem Norte	1,7	0,2
Canal da Passagem Sul	1,8	-
Marinho-Formate	31,6	8,0
Mestre Álvaro - Contorno	22,6	0,2
Praia da Costa e Canal	1,6	-
Rio Aribiri	0,3	-
Rio Bubu	13,7	0,9
Rio Itangua	1,9	-
Rio Santa Maria da Vitória	768,3	262,3
São Pedro-Santo Antônio	4,1	-

Fontes Antrópicas de Nutrientes

Estimativas da carga antrópica de nutrientes (esgotos, escoamento (*runoff*) urbano e resíduos sólidos) foram calculadas através das equações 4, 5 e 6.

Esgotos domésticos

A concentração de nutrientes no esgoto bruto será a sugerida por Mota & Von Sperling (2009), como 52 e 15 mg.L⁻¹ para N e P, respectivamente.

$$L_{Ww}^{N,P} = \sum_{i=1}^5 \left(\frac{\rho_{Ww} \cdot P_{ui} \cdot Q_{ui} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right) + \sum_{i=1}^{60} \left(\frac{\rho_{Ww} \cdot P_{ri} \cdot Q_{ri} \cdot \beta \cdot 365}{10^9} \right) \dots\dots\dots(4)$$

Equação 4: $L_{WW}^{N,P}$ carga de nutrientes provenientes de esgotos de área urbana e rural da bacia hidrográfica; ρ_{WW} concentração de N e P no esgoto bruto (52mg.L⁻¹ e 15 mg.L⁻¹ para N e P, respectivamente); P_{ui} e P_{ri} população urbana e rural presente na bacia (IBGE, 2011), Q_{ui} e Q_{ri} consumo de água per capita urbano e rural (193 e 85 L.habitantes⁻¹.dia⁻¹, respectivamente, conforme SNIS, 2012); β é a taxa de retorno água/esgoto (80,0 %).

Visando determinar a população em cada bacia hidrográfica foram considerados os setores censitários do censo demográfico nacional de 2010 (IBGE, 2011). A seleção dos setores censitários, foi realizada com a sobreposição dos polígonos (shapefiles) no software ESRI ArcGIS 10.1, identificando aqueles contidos dentro dos limites de cada bacia. No caso de setores que ultrapassassem os limites dos polígonos das bacias, foram associados aos polígonos com maior sobreposição da área. Caso as áreas fossem equivalentes, foi feita uma avaliação da área coberta pelo setor censitário, com base em fotografias aéreas, para identificar a porção do setor que se encontrava a maior parte da população, de modo a associar esse setor com a bacia. A Figura 33 ilustra a distribuição de setores limítrofes em algumas bacias.

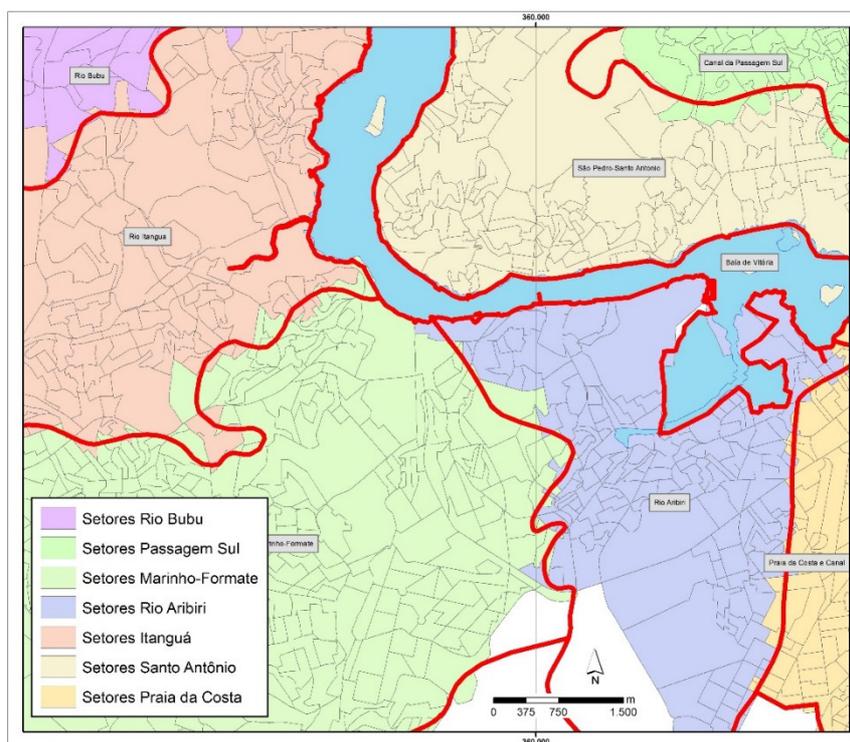


Figura 33: Exemplo de alocação de setores censitários, Censo Demográfico Nacional de 2010, nos limites das bacias hidrográficas.

Assim, foi determinada a população para o Censo Demográfico de 2010 de cada uma das bacias tributárias ao SEBV, (Tabela 25), o que correspondente a uma população de 1.159.350 habitantes, sendo 1.115.760 (96,2 %) urbana e 43.590 (3,8 %) rural.

Tabela 25: População das bacias do SEBV, para o Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2011).

Nome da Bacia	População (2010)		
	Urbana	Rural	Total
Rio Santa Maria	32.678	41.622	74.300
São Pedro-Santo Antônio	119.605	0	119.605
Rio Bubu	44.549	645	45.194
Canal da Passagem Norte	149.299	0	149.299
Canal da Passagem Sul	93.705	0	93.705
Mestre Álvaro - Contorno	50.929	95	51.024
Marinho-Formate	276.347	1.228	277.575
Rio Aribiri	93.608	0	93.608
Praia da Costa e Canal	159.305	0	159.305
Rio Itanguá	95.735	0	95.735
Total	1.115.760	43.590	1.159.350

Escoamento superficial urbano

A concentração média de N e P no *runoff* urbano é um fator pré-definido como de 2,00 mg N.L⁻¹ e 0,33 mg P.L⁻¹ (De Paula Filho *et al.*, 2015a).

$$L_{Urf}^{N,P} = \sum_{i=1}^5 \left(\frac{\rho_{Urf} \cdot A_{Ui}}{10^6} \right) \dots \dots \dots (5)$$

Equação 5: $L_{Urf}^{N,P}$ carga total de N e P resultante do *runoff* urbano de áreas urbanas presentes na bacia; ρ_{Urf} taxa de emissão para N e P obtidos da concentração de cada nutriente no *runoff* urbano (2,00 mg N.L⁻¹ e 0,33 mg P.L⁻¹); A_{Ui} área urbana contida na bacia (km²).

A área urbana em cada bacia para o ano de 2010 foi extraída do trabalho de Lorena *et al.*, (2013), utilizando o módulo *Analysis Tools – Statistics*, do SIG (Tabela 26).

Tabela 26: Áreas urbanas nas Bacias Hidrográficas.

Bacia	Áreas Urbanas (km ²)
Canal da Passagem Norte	18,54
Canal da Passagem Sul	7,33
Marinho-Formate	46,59
Mestre Álvaro - Contorno	9,29
Praia da Costa e Canal	12,82
Rio Aribiri	11,66
Rio Bubu	12,02
Rio Itanguá	12,79
Rio Santa Maria da Vitória	18,26
São Pedro-Santo Antônio	11,94

Resíduos Sólidos Urbanos

A concentração média de N e P no resíduo sólido municipal adotada foi de 8,9 gN.kg⁻¹ e 5,6 gP.kg⁻¹, conforme recomendado por De Paula Filho *et al.*, (2015a). A produção per capita de resíduos sólidos bem como a porcentagem de resíduos sólidos com destinação inadequada dentro da bacia foram estimados através de dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2012), ABRELPE (2014) e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2015).

$$L_{MSW}^{N,P} = \sum_{i=1}^5 \rho_{MSW} \cdot P_i \cdot G_{MSWi} \cdot \sigma_{MSW} \cdot 365 \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^9 \dots\dots\dots(6)$$

Equação 6: carga total estimada de N e P produzida por resíduos sólidos na bacia como função de: ρ_{MSW} concentração média de N e P no resíduo sólido municipal (8,9 gN.kg⁻¹ e 5,6 gP.kg⁻¹); P_i população de cada bacia (IBGE, 2011); G_{MSWi} produção per capita de resíduos sólidos corrigido pelo fator gravimétrico; σ_{MSW} fator de adequação de acordo com a destinação inadequada de resíduos sólidos.

O fator gravimétrico adotado foi de 51,4 % (ABRELPE, 2012) e a produção per capita foi de 0,763 kg.hab⁻¹ dia⁻¹ (ABRELPE, 2014). O fator de adequação da destinação foi o seguinte, Tabela 27, sendo o mesmo ajustado ao percentual da área de cada município inserido em cada uma das bacias:

Tabela 27: Fatores de destinação adequada de Resíduos Sólidos. Fonte: ABRELPE (2014) e SNIS (2015).

Município	% de destinação correta de Resíduos Sólidos Urbanos
Cariacica	95,01
Santa Leopoldina	34,94
Santa Maria de Jetibá	100
Serra	100
Vila Velha	100
Vitória	100
Viana*	64,0

*Média estadual ABRELPE (2014)

Agricultura e Pecuária

Para a quantificação da carga de nutrientes provenientes das atividades de agricultura e pecuária para os rios foram utilizadas as equações 7 e 8.

Agricultura

As taxas de emissão de N e P associadas à aplicação de fertilizantes em diferentes tipos de culturas, além das taxas de perdas, foram baseadas no banco de dados Sistemas de Produção EMBRAPA (EMBRAPA, 2015), assim como aqueles compilados em Lacerda *et al.*, (2008) e De Paula Filho *et al.*, (2015a) (Tabela 28). A área para cada tipo de cultivo foi obtida através do banco de dados Produção Agrícola Municipal (IBGE, 2015b) (Tabela 29).

Tabela 28: Recomendações de aplicações de fertilizantes (kg.ha⁻¹) e perdas estimadas (%). (EMBRAPA, (2015), Lacerda *et al.*, (2008), De Paula Filho *et al.*, (2015a).

Cultura	Recomendação de Fertilizantes (Kg.ha ⁻¹)		Perdas estimadas (%)	
	N	P	N	P
Alho	30,0	240,0	21,9	8,9
Banana	100,0	30,0	20,0	10,0
Batata Inglesa	20,0	90,0	20,0	10,0
Borracha	52,5	50,0	21,9	8,9
Café	108,3	30,0	21,9	8,9
Cana de Açúcar	182,5	30,0	29,0	13,0
Cebola	45,0	112,5	21,9	8,9
Coco	40,0	20,0	25,0	20,0
Feijão	10,0	60,0	21,0	1,0
Goiaba	100,0	30,0	20,0	10,0
Laranja	150,0	45,0	21,0	1,1
Limão	150,0	45,0	21,0	1,1
Mandioca	20,0	37,5	25,0	20,0
Maracujá	66,0	100,0	21,9	8,9
Milho	100,0	30,0	20,0	10,0
Palmito	110,0	80,0	21,9	8,9
Tangerina	150,0	45,0	21,0	1,1
Tomate	100,0	30,0	20,0	10,0
Urucum	75,0	67,5	21,9	8,9
Uva	115,0	100,0	21,9	8,9

Tabela 29: Áreas de cultura (ha) nos municípios nas bacias tributárias do SEBV. IBGE, 2015b.

Cultura	Santa Leopoldina	Santa Maria	Serra	Cariacica	Viana	Total
Alho	0,0	50,0	0,0	0,0	50,0	100,0
Banana (cacho)	1.602,6	20,0	4,0	498,2	1.350,0	3.474,7
Batata-inglesa	0,0	122,0	0,0	0,0	0,0	122,0
Borracha (látex coagulado)	0,0	0,0	260,8	0,0	283,0	543,8
Café (em grão) Total	6.830,6	2.500,0	269,5	205,7	904,0	10.709,8
Cana-de-açúcar	10,5	0,0	0,0	22,9	60,0	93,4
Cebola	0,0	300,0	0,0	0,0	0,0	300,0
Coco-da-baía	17,5	0,0	28,8	9,8	25,0	81,1
Feijão (em grão)	385,3	2.600,0	0,0	10,4	14,0	3.009,8
Goiaba	5,3	0,0	0,0	0,0	0,0	5,3
Laranja	147,1	40,0	3,3	0,0	30,0	220,5
Limão	31,5	10,0	1,7	2,0	35,0	80,2
Mandioca	613,0	100,0	5,0	55,5	120,0	893,5
Maracujá	0,0	80,0	0,0	0,0	0,0	80,0
Milho (em grão)	122,6	2.500,0	0,0	7,8	0,0	2.630,4
Palmito	35,0	0,0	0,0	0,0	21,0	56,0
Tangerina	306,5	0,0	0,0	4,6	0,0	311,1
Tomate	8,8	150,0	3,3	0,0	0,0	162,1
Urucum (semente)	0,0	0,0	0,0	0,0	15,0	15,0
Uva	7,0	3,0	0,0	0,0	0,0	10,0
Total	10.123,3	8.475,0	576,5	816,8	2.907,0	22.898,6

As áreas de diferentes culturas nos municípios nas bacias hidrográficas foram estimadas tendo como referência as áreas classificadas como cultura, conforme mapeamento de uso e cobertura da terra para o ano de 2010 (Lorena *et al.*, 2013) (Tabela 30). A proporção das áreas municipais contidas em cada bacia hidrográfica (Tabela 31) e a porcentagem da área do município ocupada por cada cultura foi considerado na definição das áreas de cada cultura nas bacias hidrográficas. Foi assumido que a proporção de área ocupada por cada cultura no município se manteria na área da bacia pertencente a cada município.

Tabela 30: Áreas de cultura nas bacias.

Bacia	Área (ha)
Marinho-Formate	1.015,9
Mestre Álvaro - Contorno	76,2
Rio Bubu	1,3
Rio Itangua	409,0
Rio Santa Maria	76,3

Tabela 31: Áreas de culturas das bacias e suas distribuições nos municípios.

Município	Bacia	Área (ha)	% do município
Cariacica	Marinho-Formate	715,4	2,6
	Rio Bubu	409,0	1,5
	Rio Itangua	76,4	0,3
	Rio Santa Maria	816,8	2,9
Santa Leopoldina	Rio Santa Maria	10.123,3	14,1
Santa Maria de Jetibá	Rio Santa Maria	17.591,5	23,9
Serra	Mestre Álvaro - Contorno	76,1	0,1
	Rio Santa Maria	576,5	1,1
Viana	Marinho-Formate	298,1	0,9
Vila Velha	Marinho-Formate	2,6	0,01

Para determinação da emissão de N e P para cada tipo de cultivo foi utilizado a equação 7:

$$L_A^{N,P} = \sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^x \left(\frac{\rho_{tj} \cdot A_{tij}}{10^3} \right) \dots \dots \dots (7)$$

Equação 7: $L_A^{N,P}$ carga total de N e P provenientes dos cultivos mais comuns (x) nas bacias; ρ_{tj} taxa de emissão de N e P aplicado ao fertilizante, juntamente com sua taxa de perda ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) (EMBRAPA, 2015); A_{tij} área cultivada ($\text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$) para cada tipo de colheita (IBGE, 2015b).

Pecuária

A emissão de N e P relacionada à quantidade anual de esterco produzido por animal foi estimada conforme De Paula Filho *et al.*, (2015a), (Tabela 32). O número de animais em diferentes criações foi baseado nos dados da Pesquisa Pecuária Municipal de 2013 (IBGE, 2015c) (Tabela 33).

Tabela 32: Produção diária de esterco ($\text{kg} \cdot \text{animal}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$) e concentração estimada de N e P, conforme compilado em De Paula Filho *et al.*, (2015a).

Tipo de Animal	Produção diária de esterco ($\text{kg} \cdot \text{animal}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$)	Concentração no esterco (%)	
		N	P
Bovino	10,0	0,6	0,4
Equino	10,0	0,6	0,4
Suíno	2,5	0,5	0,3
Caprino	1,0	0,5	0,5
Ovino	1,0	0,5	0,5
Galináceos	0,2	1,2	1,3

Tabela 33: Número de animais por rebanho nos municípios do SEBV (IBGE, 2015c).

Município	Bovino	Equino	Suíno	Caprino	Ovino	Galináceos
Cariacica	6.828	351	910	950	1.050	5.138
Santa Leopoldina	18.350	610	1.750	57	339	478.800
Santa Maria de Jetibá	2.287	28	5.000	210	79	11.584.053
Serra	17.469	972	1.380	280	904	8.600
Viana	19.178	561	18.000	9	157	14.465
Vila Velha	15.462	830	7.966	299	430	3.503
TOTAL	79.574	3.352	35.006	1.805	2.959	12.094.559

O número de animais por bacia foi proporcional a área dos municípios em cada bacia (Tabela 34).

Tabela 34: Porcentagem das áreas dos municípios das bacias com atividades de criação animal.

Bacias com atividades pecuárias	Área dos Municípios nas bacias (%)					
	Cariacica	Santa Leopoldina	Serra	Viana	Vila Velha	Santa Maria de Jetibá
Marinho-Formate	27,6	0,0	0,0	14,9	5,2	0,0
Mestre Álvaro - Contorno	0,0	0,0	13,9	0,0	0,0	0,0
Rio Bubu	18,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rio Itangua	6,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rio Santa Maria	42,1	87,0	15,2	0,0	0,0	100,0

$$L_H^{N,P} = \sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^5 \rho_{tj} \cdot H_{tij} \cdot (1 - \alpha_{rS}) / 10^9 \dots\dots\dots (8)$$

Equação 8: $L_H^{N,P}$ representa a carga total de N e P no esterco produzido por criação animal na bacia; ρ_{tj} taxa de emissão relacionada à quantidade anual de esterco produzido por animal; H_{tij} número de animais em criadouros presentes na região; α_{rS} taxa de retenção de N e P do solo. Como taxa de retenção dos elementos no solo foram considerados os valores de 63 % para N e 70 % para P (Lacerda *et al.*, 2008; De Paula Filho *et al.*, 2015a).

Volatilização da Amônia

O ajuste para a quantidade de amônia volatilizada nas atividades de criação animal na bacia foi calculado pela equação 9, conforme adotado em De Paula Filho *et al.*, (2015a).

$$L_H^{NH_3} = \sum_{i=1}^5 \sum_{j=1}^x (\rho_{tj}^{NH_3} \cdot H_{ij} / 10^3) \dots\dots\dots (9)$$

Equação 9: $L_H^{NH_3}$ amônia volatilizada no crescimento dos animais criados na bacia; $\rho_{tj}^{NH_3}$ taxa de emissão para cada tipo de animal (kg NH_3 .animal⁻¹.ano⁻¹) (Tabela 35); H_{ij} número de indivíduos para cada tipo de criação animal (x) na bacia.

Tabela 35: Emissão de amônia por tipo de criação animal (De Paula Filho *et al.*, 2015a).

Pecuária	kg NH ₃ .animal ⁻¹ .ano ⁻¹
Bovino de Carne	4,3
Equinos	7,0
Aves	0,1
Caprinos	1,1
Ovinos	0,7
Suíno-carne	1,5

3.2.5. Estimativas dos fluxos de nutrientes (N e P)

Com objetivo de comparação e avaliação da precisão das estimativas de emissões de N e P, foi estimado o fluxo de nutrientes nas bacias tributárias do SEBV. As estimativas foram baseadas nos dados do Programa de Monitoramento de Águas Interiores, para o ano de 2014 (AGERH, 2014a), e nas estimativas pelo método pluviosidade-vazão.

As estimativas foram feitas baseadas na equação abaixo (Wagner, 2009).

$$C_{dia} = C * Q * 86400$$

Onde:

C_{dia} = carga ou fluxo (g.dia⁻¹)

C = concentração (g.m⁻³)

Q = descarga instantânea (m³.s⁻¹)

Posteriormente, os valores dos fluxos foram convertidos para ton.ano⁻¹.

Os fluxos foram calculados a partir das concentrações de N e P em amostras de água coletadas em 4 campanhas trimestrais ao longo do ano de 2014, sendo adotadas as médias anuais (Tabela 36). Para as bacias que não possuem estações de amostragens, foram utilizadas as médias anuais do conjunto de estações. Os valores de vazão foram aqueles obtidos no presente estudo, e que estão apresentados no item *Estimativas de Vazões Fluviais das Bacias Hidrográficas Tributárias*.

Tabela 36: Concentrações de N e P (mg.L⁻¹) utilizados nas estimativas de cargas de nutrientes (médias anuais referentes às 4 campanhas trimestrais do ano de 2014). AGERH, 2014a.

Nutriente	Estação					Média*
	SMV1C020	BUB1C010	ITG1C002	ARI1C001	MAR1C020	
N	2,45 ± 1,13	8,05 ± 3,49	23,70 ± 13,49	47,23 ± 19,60	28,65 ± 11,33	22,02 ± 15,88
P	0,12 ± 0,04	0,50 ± 0,32	1,14 ± 0,78	2,95 ± 0,90	1,68 ± 0,26	1,28 ± 0,99

SMV: Rio Santa Maria da Vitória; BUB: Rio Bubu; ITG: Rio Itanguá; ARI: Rio Aribiri; MAR: Rio Marinho-Formate.

* Média dos resultados obtidos a ser utilizado para as bacias que não possuem coletas (Canal da Passagem, Praia da Costa, Mestre Álvaro, São Pedro-Santo Antônio).

3.2.6. Análises estatísticas

O agrupamento das bacias hidrográficas a partir de suas semelhanças morfométricas, densidade da população, vazão específica, uso da terra e emissões de N e P, foi baseada em análise estatística multivariada. Foi aplicada a Análise de Componentes Principais (ACP) com 13 variáveis e 10 casos (bacias hidrográficas). A ACP objetivou ordenar as variáveis e bacias quanto aos eixos e pesos de importância relativa. Os dados das bacias hidrográficas e dos indicadores ambientais foram transformados ($\text{LOG}_{(x+3)}$). No gráfico os vetores representam as variáveis e os pontos representam as bacias. A ACP foi realizada no software MultiVariate Statistical Package (MVSP) 3.22. Em seguida foi feita uma análise de agrupamento (Análise de Cluster), baseada no coeficiente de correlação de Pearson.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Morfometria das Bacias Hidrográficas Tributárias.

A caracterização quantitativa da morfometria de bacias hidrográficas é considerada o método mais satisfatório para o planejamento adequado da gestão de dos recursos hídricos (Jaganathan *et al.*, 2015). A morfometria permite o entendimento das relações entre os diferentes aspectos do padrão de drenagem, assim como proporcionar a comparação da importância relativa das bacias de drenagem submetidas à diferentes usos da terra e da água.

A análise da morfometria permitiu uma melhor compreensão das bacias hidrográficas tributárias para o SEBV, contribuindo no processo de entendimento do sistema de drenagem e as relações entre os processos ecofísicos e o relevo. Os resultados das análises morfométricas das bacias são apresentados na Tabela 37.

Tabela 37: Características morfométricas das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Parâmetros morfométricos	Bacias									
	PSN	PSS	MF	MAC	AR	BU	ITA	SMV	SPA	PC
Área da Bacia (km ²)	25,9	10,0	134,6	76,1	14,5	50,4	17,9	1.563,3	18,4	14,9
Ordenamento Fluvial	2	2	3	3	2	3	3	5	2	2
Densidade hidrográfica (segm./km ²)	4,3	3,6	2,5	11,2	7,9	2,2	1,4	5,1	5,8	0,6
Declividade Média (%)	1,3	12,4	19,5	14,2	3,9	22,0	11,1	32,3	16,5	6,7
Coefficiente de Compacidade (Kc)	2,0	1,7	2,0	1,9	2,2	2,4	1,9	2,1	2,2	1,7
Rede fluvial (km)	24,7	8,4	246,7	231,9	19,9	84,4	21,4	4.068,8	17,4	9,4
Densidade de Drenagem (Dd) (km/km ²)	1,0	0,8	1,8	3,0	1,4	1,7	1,2	2,6	1,0	0,6
Fator de Forma (Kf)	0,5	0,6	0,1	0,5	0,4	0,2	0,6	0,1	0,9	0,4

PSN: Canal da Passagem Norte; PSS: Canal da Passagem Sul; MF: Rio Marinho-Formate; MAC: Mestre Álvaro e Contorno; AR: Rio Aribiri; BU: Rio Bubu; ITA: Rio Itanguá; SMV: Rio Santa Maria da Vitória; SPA: São Pedro – Santo Antônio; PC: Praia da Costa e Canal.

Área das bacias

A área da bacia hidrográfica se apresenta como um importante parâmetro descritivo, pois o mesmo possui grande influência sobre o volume de água produzida. Deve-se considerar ainda o número e tamanho dos cursos d'água presentes na bacia, sendo a resposta do escoamento diferenciada para bacias hidrográficas de diferentes dimensões (Romshoo *et al.*, 2012).

Com 1.563,3 km² a bacia SMV se destaca das demais, representando 81,0 % do total da área de drenagem para o SEBV. Souza & Knoppers (2003), ao apresentarem as primeiras estimativas de fluxos de água e sedimentos para bacia hidrográfica SMV, indicaram um valor da área de drenagem (997 km²), diferente do observado no presente estudo. Essa diferença pode ser justificada pela utilização de uma base cartográfica de menor precisão do que a atualizada no presente estudo. Dessa forma aspectos da bacia que dependam da área (e.g. volume de água produzida, estimativas de emissões de nutrientes, vazão específica) podem ser subestimados.

Além da SMV, os destaques ficam com as Bacias dos Rios Formate-Marinho - MF, Mestre Álvaro Contorno - MAC e Bubú – BU, com áreas maiores que as demais. No oposto, tem-se as bacias do Canal da Passagem Sul - PSS e Rio Aribiri - AR como as menores áreas de drenagem.

Declividade

O grau de inclinação da superfície, a declividade, é um fator fundamental para o entendimento da dinâmica natural de uma bacia hidrográfica. Em geral, quanto maior a declividade maior será a velocidade do escoamento superficial e menor o tempo de retenção da água em eventos de pluviosidade (Zavoianu, 1985). Cabe ressaltar, no entanto, que filtros como ecossistemas de áreas alagáveis/inundáveis e porosidade da superfície, influenciam na rapidez com que o escoamento irá ocorrer sobre os terrenos existentes e, conseqüentemente, regulam os processos de drenagem e, sobretudo, os eventos de enchentes. A declividade aumenta a susceptibilidade para erosão dos solos (Zavoianu, 1985; Ferreira *et al.*, 2013).

Na Tabela 38 são apresentados os valores da distribuição das classes de declividades e respectivas áreas para as bacias hidrográficas do SEBV.

Tabela 38: Classes de declividade nas bacias do SEBV em km² e contribuição relativa em %.

Classes de Declividade (%)	Classe de Relevô	BACIAS																			
		PSN		PSS		MF		MAC		AR		BU		ITA		SMV		SPA		PC	
		km ²	%																		
0-3	Relevo plano	20,99	82,11	2,24	22,56	22,32	16,79	31,84	42,35	7,45	52,20	5,62	11,30	3,50	19,82	60,75	3,93	4,18	23,24	9,11	61,71
3-8	Relevo suave ondulado	3,03	11,85	2,25	22,66	22,01	16,55	8,27	10,99	2,81	19,65	6,25	12,56	4,21	23,86	91,66	5,93	2,66	14,81	2,46	16,67
8-20	Relevo ondulado	1,44	5,65	2,49	25,11	45,02	33,86	13,45	17,88	2,60	18,22	15,76	31,65	6,78	38,42	325,81	21,09	3,84	21,37	1,37	9,26
20-45	Relevo forte ondulado	0,10	0,39	2,42	24,44	31,42	23,63	15,33	20,38	1,25	8,73	16,53	33,20	3,04	17,23	764,04	49,47	5,86	32,58	1,47	9,94
45-75	Relevo montanhoso	0,00	0,00	0,50	5,07	10,85	8,16	5,31	7,06	0,16	1,13	4,81	9,67	0,11	0,62	277,12	17,94	1,41	7,85	0,35	2,37
>75	Relevo forte montanhoso	0,00	0,00	0,02	0,17	1,35	1,01	0,99	1,32	0,01	0,06	0,81	1,63	0,01	0,05	25,22	1,63	0,03	0,16	0,01	0,05

PSN: Canal da Passagem Norte; PSS: Canal da Passagem Sul; MF: Rio Marinho-Formate; MAC: Mestre Álvaro e Contorno; AR: Rio Aribiri; BU: Rio Bubú; ITA: Rio Itanguá; SMV: Rio Santa Maria da Vitória; SPA: São Pedro – Santo Antônio; PC: Praia da Costa e Canal.

* Em negrito classes predominantes na bacia.

Conforme Rodrigues *et al.*, (2008), ao influenciar o escoamento superficial e o fluxo de água no solo, a declividade e a cobertura vegetal constituem indicadores importantes no planejamento ambiental. Para Silva *et al.*, (2010) a declividade exerce forte influência sobre a magnitude das descargas máximas, sendo que grandes áreas associadas com altas declividades (> 45 %) indicam que as bacias hidrográficas podem produzir expressivos escoamentos de curta duração em eventos de pluviosidade intensa, e, conseqüentemente inundações (Romshoo *et al.*, 2012).

O relevo plano (0 – 3 %) predomina nas bacias Canal da Passagem Norte - PSN, Mestre Álvaro Contorno - MAC, Aribiri - AR e Praia da Costa e Canal - PC. Com destaque para PSN, na qual mais de 82 % da sua área apresenta esse tipo de relevo, conforme pode ser observado na Figura 34. O relevo plano configura áreas favoráveis a urbanização e desenvolvimento de atividades agrícolas mecanizadas (EMBRAPA, 1979).

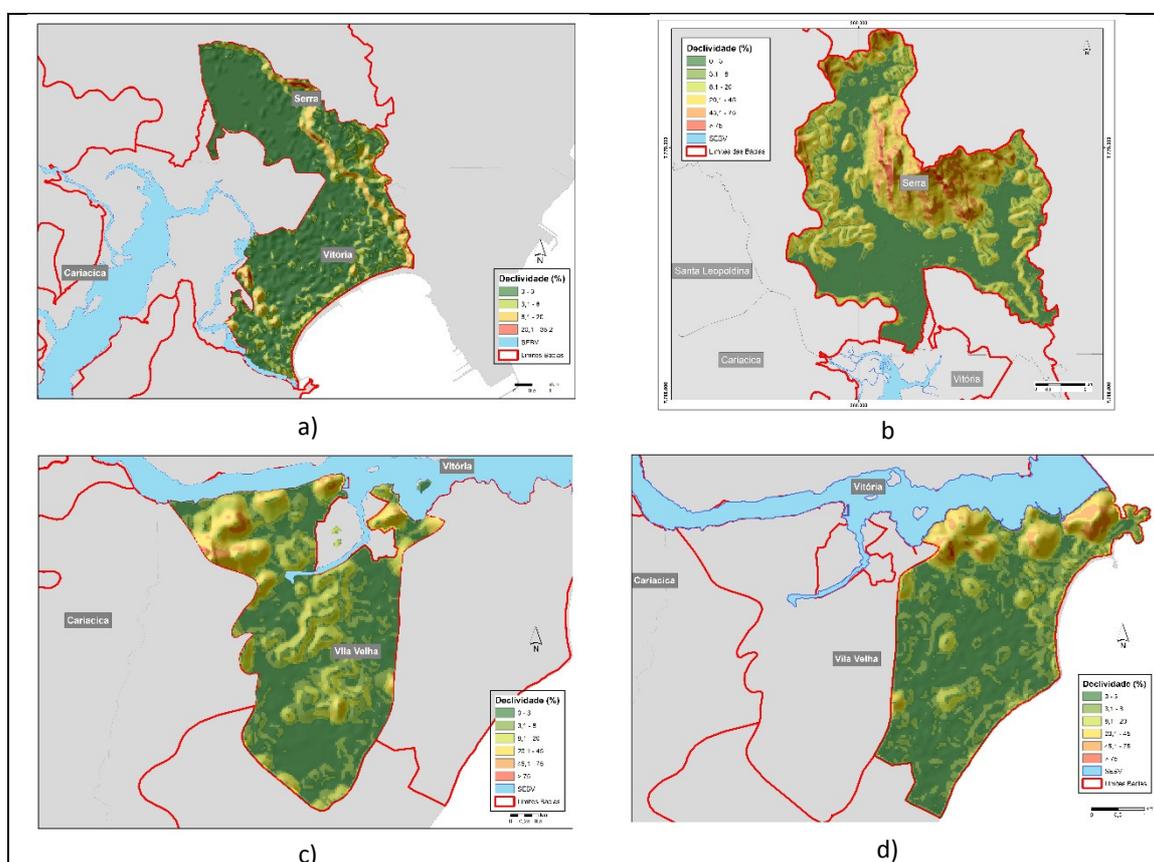


Figura 34: Declividade (%) das bacias hidrográficas. a) Canal da Passagem Norte – PSN. b) Mestre Álvaro Contorno - MAC; c) Aribiri – AR; d) Praia da Costa e Canal –PC.

O relevo suave ondulado não predomina em nenhuma das bacias, mas se destaca no PSS e no ITA. A bacia do Rio Itanguá - ITA apresenta a maior proporção de relevo ondulado, com 38,4 %, seguido pelas bacias Marinho-Formate - MF e Passagem Sul - PSS, com 33,8 e 25,1 % respectivamente, nas quais esse relevo também é dominante (Figura 35).

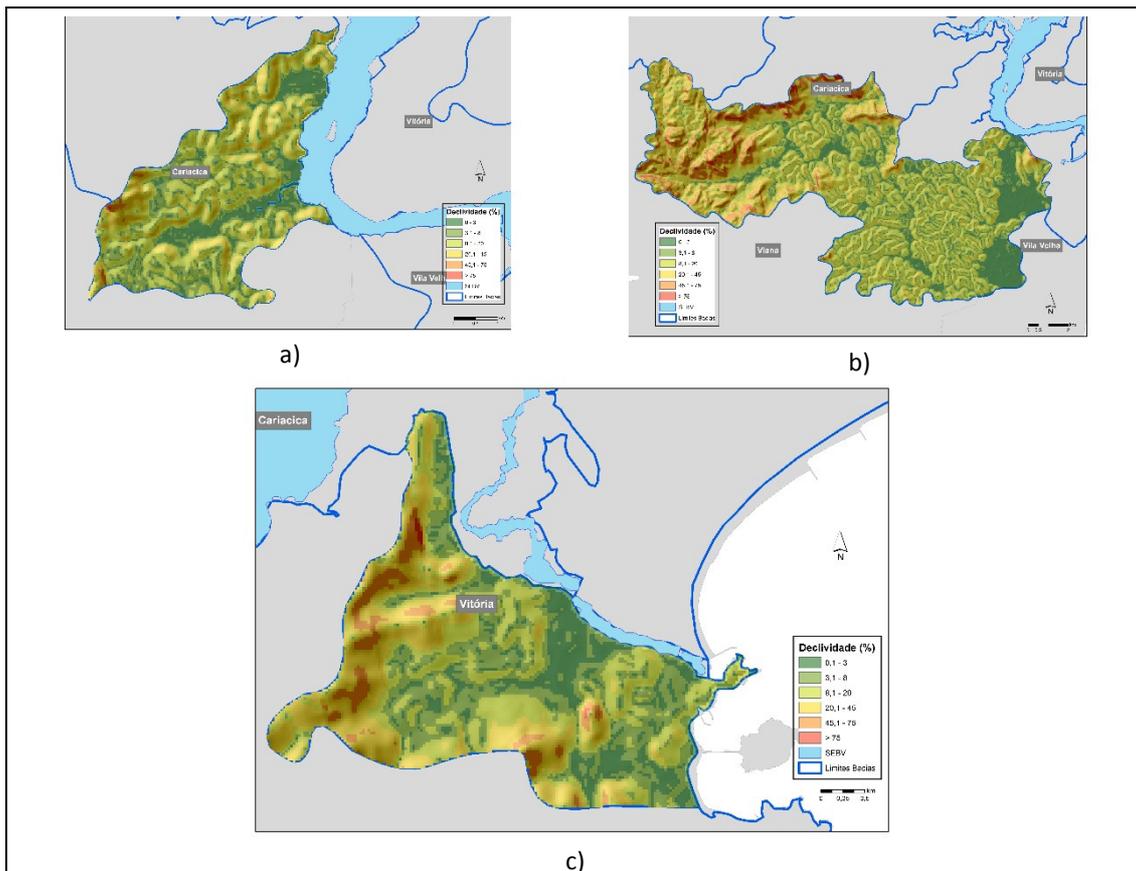


Figura 35: Declividade (%) das bacias hidrográficas. a) Rio Itanguá – ITA; b) Marinho-Formate; c) Passagem Sul

O relevo forte ondulado se destaca na bacia RSMV, ocorrendo em praticamente metade da área da bacia. Esse relevo é característico ainda nas bacias do Rio Bubú – BU e Santo Pedro – Santo Antônio – SPA, com 32,5 e 33,2 % respectivamente, conforme pode ser observado na Figura 36.

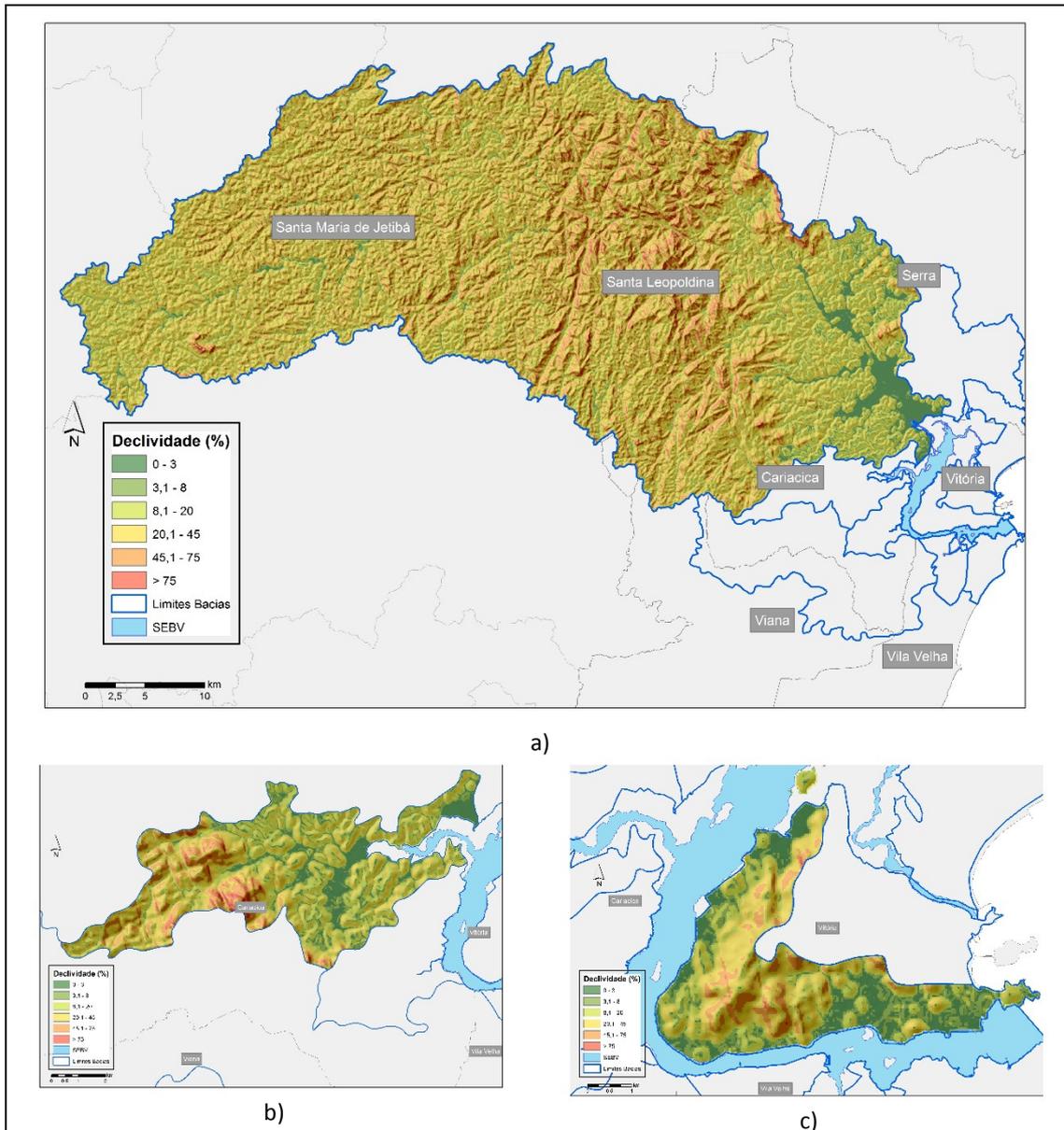


Figura 36: Declividade (%) das bacias hidrográficas: a) Rio Santa Maria da Vitória - SMV; b) Rio Bubú – BU; c) São Pedro – Santo Antônio - SPA

Apesar de não dominarem em nenhuma das bacias hidrográficas, a presença de relevo montanhoso representa 9,7 e 17,9 % do total das áreas dos rios BU e SMV, respectivamente, sendo no SMV o equivalente a 277 km². As áreas de relevo forte montanhoso representam uma pequena porção do total das bacias.

O relevo ondulado a forte ondulado predomina nas bacias PSS, MF, BU, ITA, SMV, SPA, favorecendo processos erosivos (Ferreira *et al.*, 2013). Nestas condições recomenda-se a restrição e planejamento do uso da terra e das águas, principalmente em condições de relevo montanhoso a forte montanhoso, cujas restrições deverão ser ainda mais severas.

A declividade média (%) de uma bacia hidrográfica é um importante fator que, juntamente com a cobertura vegetal e o tipo de solo e uso da terra, influi sobre a magnitude das enchentes e na capacidade de infiltração (Ferreira *et al.*, 2013). A baixa declividade média indica menor potencial erosivo decorrente do escoamento hídrico superficial. Altas declividades médias são características de bacias hidrográficas situadas em regiões montanhosas (Zavoianu, 1985). As maiores declividades médias ocorreram nas bacias BU e SMV, com 22,0 e 32,3 %, respectivamente. Em situação oposta, as bacias PSN e AR, com 0,79 e 3,87 %, respectivamente.

A existência de um processo de impermeabilização do solo pode potencializar a ocorrência de enchentes, independente do fato da bacia possuir uma baixa declividade média. Essa é uma situação possível de acontecer nas bacias que possuem um alto grau de ocupação urbana, como aquelas situadas na região da Grande Vitória.

Forma das Bacias Hidrográficas

O coeficiente de compacidade (Kc) é um índice relacionado a forma geométrica da bacia, sendo determinado com a relação entre perímetro da bacia e o perímetro de uma circunferência de um círculo de área igual à da bacia, no qual um coeficiente mínimo igual à unidade corresponderia a uma bacia circular (Zavoianu, 1985; Almeida, 2007; Silva *et al.*, 2010). O Kc revela a susceptibilidade da bacia para sofrer enchentes, sendo maior quanto mais o valor se aproxima da unidade (Ferreira *et al.*, 2013).

Para Campos *et al.*, (2014) o valor do Kc indicaria as seguintes formas para as bacias: 1 – 1,25 (redondas para ovaladas); 1,25 – 1,50 (ovaladas); 1,50 – 1,70 (alongadas). Assim, quando o Kc é diferente da unidade, se configura a existência de uma bacia de formato alongado, o que pode resultar em elevado tempo de retenção e um baixo risco de enchentes em condições normais de precipitação (Gonçalves, 2015).

O menor valor de Kc foi obtido para a PSS, 1,7, seguido de ITA, 1,9. Essas bacias são as mais susceptíveis a inundação, dentro do conjunto de bacias que drenam para o SEBV. Entretanto, quando esses valores são comparados com os encontrados para a bacia do Córrego do Galo (ES), 1,83 (Almeida, 2007), bacia de drenagem do Açude Soledade (PB), 1,86 (Silva *et al.*, 2010), bacia do Rio da Pedras (MG), 1,54 (Ferreira *et al.*, 2013) e bacia do Lago Nova (ES), 1,53 (Gonçalves, 2015), esses autores consideram que são bacias pouco suscetíveis a enchentes em condições normais de precipitação.

Zavoianu (1985) afirmava que o Fator de Forma (Kf) somente seria igual a 1 em bacia com formato quadrado, diminuindo de acordo com a extensão do alongamento. Bacias com baixo Kf são menos propensas à enchentes, devido a menor probabilidade de chuvas intensas ocorrerem em todos os pontos da bacia simultaneamente (Ferreira *et al.*, 2013).

Os valores de Kf das bacias variaram entre 0,08 e 0,86, no MF e SPA, respectivamente. Esses valores indicariam uma maior tendência de enchentes na bacia SPA.

Os resultados para o coeficiente de compacidade (Kc) e Fator de Forma (Kf) indicam que as bacias PSS, ITA e SPA deveriam ser alvo de avaliações específicas visando medidas para controle e/ou prevenção de inundações, particularmente nas áreas urbanas das bacias.

Hidrografia das Bacias Tributárias

As bacias tributárias do SEBV possuem um total de 4.733,2 km de extensão da rede fluvial, com destaque para a bacia do SMV com 4.068,8 km, equivalente a 86,0 % do total, seguido pelas bacias MF (246,7 km) e MAC (231,7). Em oposto as bacias PSS e PC, com 8,4 e 9,3 km, respectivamente.

A ramificação predominante da drenagem das bacias é entre 2ª e 3ª ordem fluvial. A exceção ficou com o Rio Santa Maria, que apresentou 5ª ordem fluvial. Essa configuração de drenagem representa uma hidrografia composta por riachos de cabeceiras (Vannote *et al.*, 1980), caracterizados por aporte de material orgânico proveniente do ambiente terrestre.

Considerando as áreas das bacias, os ordenamentos estão de acordo com a hierarquia proposta por Strahler (1957), em que são comuns em bacias de pequeno porte o ordenamento igual ou inferior à 4ª ordem (Christofolletti, 1969; Zavoianu, 1985).

O conhecimento e determinação das ramificações e desenvolvimento do sistema fluvial é importante, ao influenciar a eficiência e a velocidade de escoamento hidrográfico, assim, o conhecimento da hierarquia da rede de drenagem é fundamental, ao quantificar a complexidade da rede de canais fluviais (Horton, 1945; Strahler, 1957; Zavoianu, 1985).

Com valores variando entre 0,6 na PC e 11,2 na MAC, a densidade hidrográfica reflete a diversidade de características das bacias tributárias do SEBV, havendo tanto a ocorrência de bacias com rede fluvial pouco e bem desenvolvida. Em geral, relevos planos são mal drenados e, quando associados a altas taxas de urbanização, explicam a baixa densidade observada na PC. Logo, por se tratarem de bacias em áreas urbanas, é possível que parte dos canais das bacias do SEBV tenham sido retificados e/ou extintos em função da urbanização das suas áreas e até

mesmo substituídos por valas e canalizações subterrâneas, conforme constatado por Marsh (1991).

A densidade hidrográfica é um valor que demonstra a magnitude da rede hidrográfica, assim como a capacidade da bacia de gerar novos cursos d'água, conforme as características pedológicas, geológicas e climáticas locais (Christofolletti, 1981; Zavoianu, 1985).

A densidade de drenagem (Dd) estabelece a correlação do comprimento total dos rios com a área da bacia, indicando a capacidade de escoamento na bacia (Christofolletti, 1981; Almeida, 2007). Ferreira *et al.*, (2013) reforçavam que a Dd indica também a dissecação do relevo em função da ação da rede fluvial. De acordo com os resultados obtidos, a densidade de drenagem pode ser classificada em Baixa ($< 7,5 \text{ km.km}^{-2}$), Média ($7,5 \text{ a } 10,0 \text{ km.km}^{-2}$) e Alta ($> 10,0 \text{ km.km}^{-2}$) (Christofolletti, 1969).

A densidade de drenagem nas bacias que drenam para o SEBV variou desde 0,63 (PC) a 3,05 km.km^{-2} (MAC). Assim, com base na interpretação das classes propostas (Christofolletti, 1969), tem-se que a densidade de drenagem encontrada nas bacias é baixa. Na comparação com os resultados obtidos por Vilella & Mattos (1975), em que a Dd varia de 0,5 (bacias com drenagem pobre) a 3,5 km.km^{-2} (bacias bem drenadas), constata-se que as bacias estudadas possuem baixa Dd. A baixa Dd indica a ocorrência de solos e rochas permeáveis, uma vez que em situações de solos impermeáveis o escoamento superficial é facilitado, com a formação de canais (Horton, 1945). Silva *et al.*, (2010) ressaltam que além da relação com solos permeáveis, valores baixos de Dd estariam relacionados a um regime pluviométrico caracterizado por chuvas de baixa intensidade. Marsh (1991) destaca ainda que, em decorrência do aumento da densidade de drenagem, o tempo de concentração das descargas fluviais é reduzido, com consequente aumento da erosão com deterioração da qualidade das águas. O aumento da Dd pode ser associado a desmatamentos e expansão da agricultura, acarretando em erosão do solo e ravinamento.

3.3.2 Hidrologia das Bacias Hidrográficas Tributárias

Pluviosidade

A Figura 32 apresenta a localização das estações em que foram levantados os dados de pluviosidade. Na tabela 39 e na Figura 37 são apresentados os valores das médias mensais de precipitação, com dados referentes ao período de 1950 a 2013.

Tabela 39: Médias mensais de precipitação (mm) nas estações pluviométricas situadas nas bacias, 1950-2013. (HIDROWEB/ANA, 2015).

ESTACAO	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	Média Anual
Fazenda Fonte Limpa (DNOS)	146,9	86,3	124,3	87,9	74,1	59,3	86,1	62,1	90,0	131,8	185,9	173,4	109,0
Santa Maria de Jetibá (DNOS)	174,9	104,8	144,8	82,4	48,4	33,4	32,8	31,2	48,9	107,6	194,3	244,0	103,9
Garraão (DNOS)	102,7	116,5	141,2	74,3	39,9	27,0	25,7	21,1	42,2	108,2	188,5	236,9	93,7
Santa Leopoldina (DNOS)	193,5	123,8	170,0	106,0	70,5	58,2	66,4	60,2	88,6	135,0	223,8	227,2	126,9
Duas Bocas (DNOS)	174,2	108,9	179,1	112,1	74,6	46,6	68,5	53,1	97,6	142,7	224,0	248,7	127,5
Cachoeira Suíça (DNOS)	188,4	117,8	158,0	94,6	66,7	53,0	66,4	60,5	76,7	127,7	211,1	202,3	118,6
Vitoria	134,9	83,5	135,6	110,3	80,7	61,5	66,0	51,9	73,4	123,7	187,9	192,6	108,5

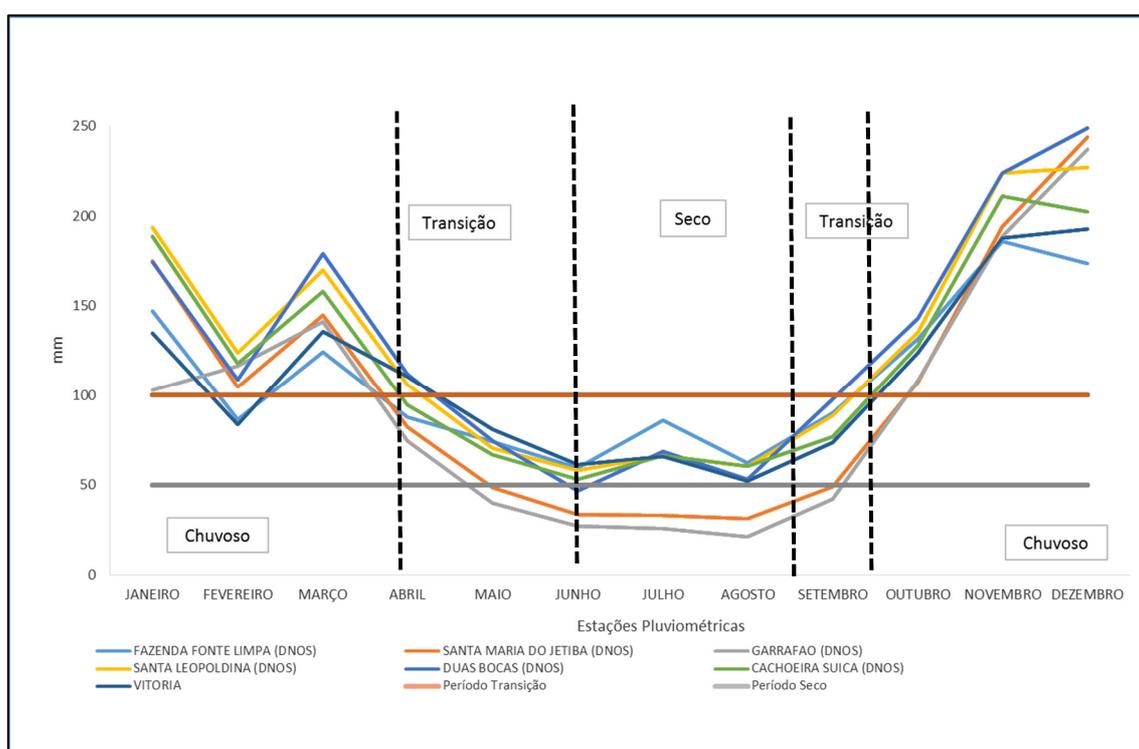


Figura 37: Médias mensais de precipitação nas estações das bacias, 1950-2013 (HIDROWEB/ANA, 2015). O padrão pluviométrico é assim caracterizado: > 100 mm meses úmidos; entre 100 e 50 mm transição; < 50 mm meses secos.

Conforme considerado por Bertoldi (2014) e Gonçalves (2015), o período chuvoso (> 100 mm.mês⁻¹) pode ser delimitado entre outubro e abril, e o seco (< 50 mm.mês⁻¹) entre julho e setembro. Os períodos de transição (50 a 100 mm.mês⁻¹) ocorrem entre abril a junho e agosto a setembro. Apesar de aumento da precipitação em algumas estações no mês de julho, notadamente naquelas situadas mais próxima do litoral, o que pode ser reflexo de precipitações associadas a passagem de frentes frias, o que é normal no período de inverno. Essas frentes,

que podem atingir o número de 08 no inverno, contribuem para a ocorrência de chuvas, conforme constatou Marchioro (2012).

A precipitação média anual foi de 112,6 mm, para o conjunto de estações existentes nas bacias hidrográficas. Apresenta médias para o período chuvoso (novembro a março) e o período seco (junho a setembro), de 167,1 e 57,5 mm, respectivamente.

Os dados de vazão do SMV na estação 57130000 (Santa Leopoldina), (Tabela 40), refletem a importância das chuvas no processo de recarga do lençol freático e o posterior reflexo nas vazões, demonstrando a estreita relação entre a variação dos períodos seco e chuvoso e a vazão. A correlação entre as médias mensais de pluviosidade com as médias mensais de vazão do SMV na estação 57130000 (Santa Leopoldina) é significativa ($r^2 = 0,73$ (Figura 38)).

Tabela 40: Estatística descritiva das vazões mensais máximas, mínimas e médias ($m^3.s^{-1}$) no SMV, estação 57130000 (Santa Leopoldina), no período de 1950 a 2014. (HIDROWEB/ANA, 2015).

Vazões ($m^3.s^{-1}$)	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Máx.	91,8	100,0	124,4	39,5	24,0	39,6	22,1	44,8	26,9	27,5	67,2	130,0
Mín.	4,3	2,5	3,4	3,6	3,4	3,1	2,4	2,6	1,5	1,9	4,6	4,4
Média Mensal	25,8	17,6	18,7	13,7	10,8	9,4	9,0	8,5	8,1	9,7	19,2	25,7
DP	17,2	14,2	17,8	8,0	5,2	5,7	4,5	6,3	4,5	4,8	13,8	18,4

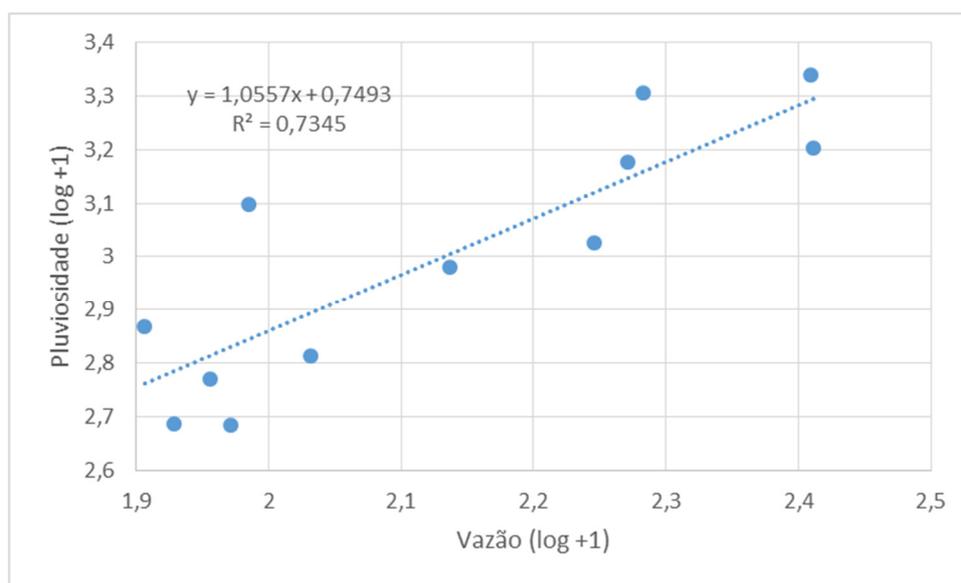


Figura 38: Regressão linear entre as médias mensais de pluviosidade e vazão (estação 57130000 - Santa Leopoldina). (dados transformados em log +1).

Estimativas de Vazões Fluviais das Bacias Hidrográficas Tributárias

O conhecimento do regime de vazão dos ecossistemas fluviais é fundamental para programas de gerenciamento que visem o uso racional e compartilhado dos recursos hídricos. Deve ser considerado não apenas o uso antrópico da água, mas também o necessário para a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas.

Ketchum (1983) afirma que a descarga fluvial é um parâmetro importante e determinante na hidrodinâmica de estuários, assim como para a bacia hidrográfica, uma vez que a interação dinâmica entre a descarga fluvial e a componente marinha estabelecem condições que estimulam a produtividade biológica destes ambientes, condições estas que tornam os estuários e região de entorno, extremamente atrativas e intensamente utilizadas para o desenvolvimento da sociedade humana. Entretanto, para Miranda *et al.*, (2002) em função da reduzida malha amostral de dados fluviométricos, geralmente situada muito a montante, a quantificação do aporte fluvial para os estuários é de difícil determinação, resultando em erros consideráveis. Segundo Molisani *et al.*, (2006a) a utilização de modelos matemáticos passa a ser uma alternativa prática e relativamente precisa na estimativa da descarga fluvial para os estuários em função da carência de dados de vazão fluvial.

Os modelos de estimativa de vazões fluviais vêm sendo aplicado em bacias costeiras, como a da Baía da Guanabara (RJ) (Kjerfve *et al.*, 1997), Baía de Sepetiba (RJ) (Molisani *et al.*, 2004; Molisani *et al.*, 2006b), litoral do estado do Ceará (Molisani *et al.*, 2006a), bacia do Rio Cocó (Ce) (Molisani *et al.*, (2007), Bacia do Rio Jacaraípe (ES) (Lélis, 2010), Bacias dos Rios Piraque-açu e Piraque-Mirim (ES) (Bertoldi, 2014), provendo importantes dados sobre a descarga fluvial para estuários.

A Figura 39 representa as informações de pluviosidade que foram utilizadas para as estimativas nas bacias do SEBV.

A vazão fluvial total anual que aporta no SEBV a partir das bacias tributárias (1.925,7 km²) estimada pelo método de conversão da pluviosidade em vazão, foi de 65,1 m³.s⁻¹, sendo que para agosto, considerado mês seco, a vazão total foi de 0,10 m³.s⁻¹ e em dezembro, considerado período úmido, foi de 5,34 m³.s⁻¹ (Tabela 41).

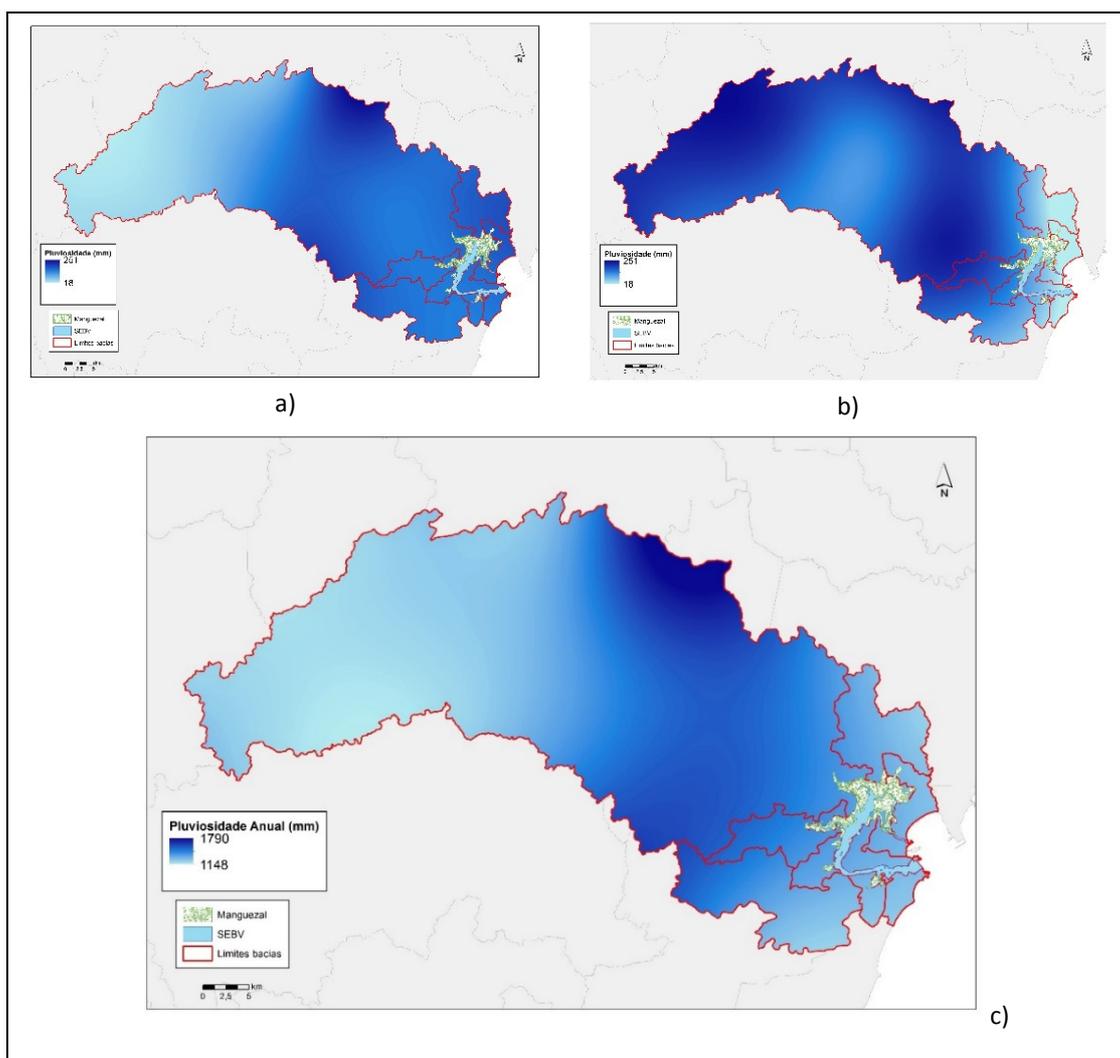


Figura 39: Modelo de pluviosidade (mm) considerando o período de 1950-2013 nas bacias hidrográficas do SEBV: a) médias para o mês de agosto; b) médias para o mês de dezembro; c) total anual.

Tabela 41: Vazões estimadas ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) para as bacias do SEBV.

Bacias	Vazões Estimadas ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)			Descarga total ($\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$)	Produção ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$)
	Total Anual	Agosto	Dezembro	Total Anual	Total Anual
Canal da Passagem*	1,25	0,004	0,05	39.488.744,82	0,06
Marinho-Formate	4,95	0,008	0,30	156.069.708,37	0,31
Mestre Álvaro - Contorno	2,59	0,005	0,10	81.719.579,80	0,10
Praia da Costa e Canal	0,51	0,001	0,02	16.099.735,89	0,03
Rio Aribiri	0,50	0,001	0,02	15.619.321,66	0,03
Rio Bubu	1,98	0,003	0,13	62.364.632,39	0,14
Rio Itanguá	0,65	0,001	0,04	20.592.007,84	0,05
Rio Santa Maria	52,07	0,072	4,60	1.641.952.780,39	4,61
São Pedro-Santo Antônio	0,64	0,001	0,03	20.304.925,24	0,04
Total	65,14	0,096	5,34	2.054.211.436,40	5,34

O regime de vazão do SMV a partir do monitoramento fluviométrico indica que o mês de menor vazão é setembro, com média de $8,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, muito próxima da média de agosto, $8,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. As maiores vazões acontecem no período de novembro a janeiro, com destaque para o mês de janeiro, com média de $25,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figura 40). Para os demais rios tributários do SEBV, Curbani (2016) cita levantamentos realizados para o BU, MAF e AR, que obtiveram os seguintes valores médios: $0,61$; $0,07$ e $0,42 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, respectivamente. Esses valores foram obtidos ao longo de um ciclo de maré de sizígia em fevereiro/março de 2013.

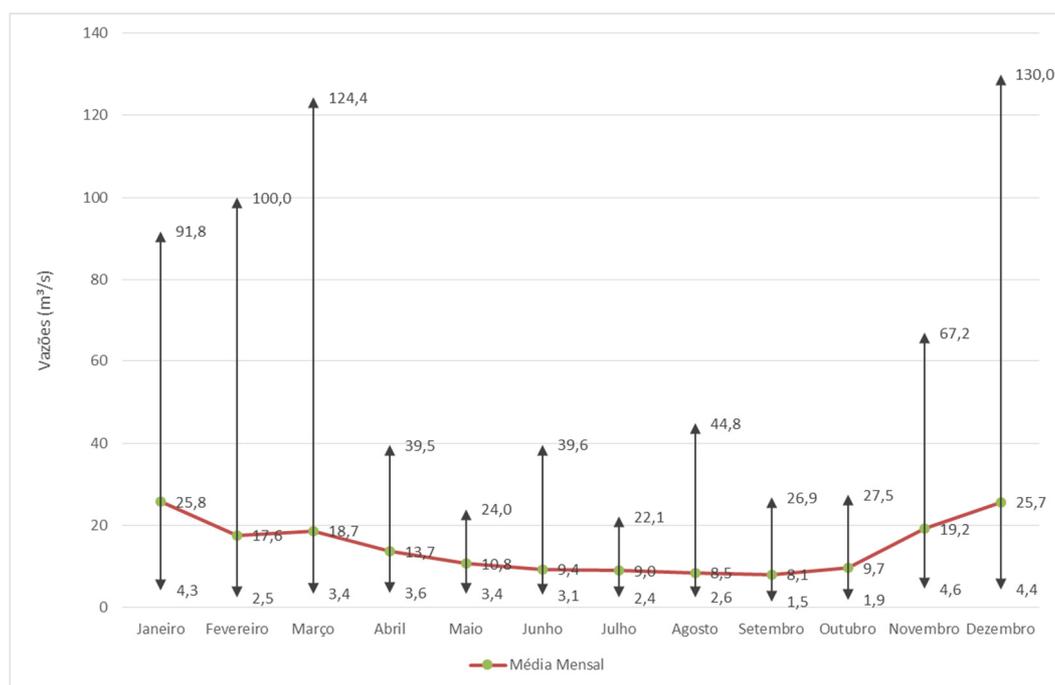


Figura 40: Vazões médias, máximas e mínimas mensais (1950 -2014) no rio Santa Maria da Vitória (estação 57130000, Santa Leopoldina). Os valores ao lado das setas indicam as vazões máximas e mínimas mensais, respectivamente.

O RSM é regularizado pela presença de duas barragens em seu curso médio para a geração de energia, a de Rio Bonito e a de Cachoeira Suíça, além da barragem de regularização de nível da Companhia Espírito-Santense de Saneamento (CESAN), presente em seu baixo curso. As informações sobre essas barragens estão na Tabela 10, Capítulo 2.

Souza *et al.*, (2011) ressaltaram que com a construção de barragens há alteração do pulso de descarga fluvial, com retenção e transformação dos materiais dissolvidos e particulados. Assim, tem-se a redução na quantidade de água exportada à jusante, atenuação da descarga, assim como modificações nos padrões diários e anuais da vazão, decorrentes de variações nas demandas energéticas ao longo do dia, assim como a necessidade de acumulação para utilização

em períodos de estiagem. Howarth *et al.*, (2012) destacam que a fração de N de origem antropogênica exportada pelos rios está altamente relacionada com a vazão, havendo um incremento quando a vazão aumenta e diminuição quando a mesma decai. Essa variação pode ser explicada em função do armazenamento de N no ambiente terrestre durante o período de estiagem e o seu carreamento quando ocorrência do período chuvoso.

A fragmentação fluvial por construção de barragens altera inicialmente a hidrologia do sistema fluvial, a partir da redução e estabilização da vazão, além de promover uma condição de baixa hidrodinâmica (Medeiros *et al.*, 2014). Com o objetivo de identificar quais os fatores com maior influência na vazão em uma bacia hidrográfica na Índia, Nikhil-Raj & Azeez (2015) constataram que barramentos possuem um efeito negativo na vazão fluvial, com uma significância maior que a influência positiva das chuvas. Para Zalewski *et al.*, (1997) uma vez que a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos dependem dos fluxos hidrológicos, as alterações causadas pelas barragens influenciam diretamente nos processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos. De uma maneira geral, a construção de barramentos irá resultar em alterações físicas, químicas e biológicas na água e no sedimento, o que irá influenciar em processos biogeoquímicos nos rios, estuários e outros ecossistemas costeiros (Medeiros *et al.*, 2014). Rampinelli & Rigo (2013) ao estudarem a produção de sedimentos no SMV, concluíram que as barragens existentes interferem na velocidade da corrente e na vazão, além de exercerem principalmente controle sobre a quantidade de sedimentos carreados para o leito do rio durante períodos de chuva, retendo sedimentos que poderiam ser transportados ao estuário.

A comparação das vazões estimadas para o SMV, com os dados medidos na estação Santa Leopoldina (Tabela 40), apresenta diferenças que reforçam a afirmação de Molisani *et al.*, (2006a) de que os resultados dos modelos de estimativas de vazão não podem ser considerados como um valor final das descargas fluviais, mas um dado geral decorrente das limitações dos modelos matemáticos, uma vez que não consideram usos da terra e das águas e existência de barramentos. Entretanto, apesar da pequena contribuição das demais bacias, que representariam aproximadamente 20,0 % do total da descarga fluvial para o SEBV, a aplicação do modelo pluviosidade-vazão se apresenta como uma ferramenta que permite suprir a falta de medições *in situ* nas bacias tributárias.

A partir dos dados do modelo pluviosidade-vazão foi calculada a vazão específica ou a quantidade de água produzida por quilômetro quadrado em cada bacia (Tabela 42).

Tabela 42: Vazão específica ($\text{m}^3.\text{km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) calculada para as bacias.

Bacia	Vazão específica ($10^3 \text{ m}^3.\text{km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)	Área (Km^2)
Rio Bubu	103,6	50,5
Marinho-Formate	96,9	134,7
Rio Itangua	95,6	17,9
São Pedro-Santo Antônio	92,7	18,3
Canal da Passagem Sul	91,8	10,0
Canal da Passagem Norte	91,6	25,8
Rio Aribiri	91,2	14,5
Praia da Costa e Canal	90,0	14,9
Mestre Álvaro - Contorno	89,7	76,1
Rio Santa Maria	87,8	1.563,3

BU apresentou o maior valor de vazão específica, enquanto o SMV o menor. De uma maneira geral, os valores obtidos para a vazão específica nas bacias tributárias do SEBV estiveram bastante semelhantes. Essa semelhança reflete uma característica do método utilizado na estimativa das vazões, que é elaborado à partir da pluviosidade média total, distribuída por área nas bacias. Como as bacias estão em áreas com pluviosidade semelhantes, resulta em vazão específica semelhante. O valor encontrado para SMV reforça a afirmação de Tucci (2006) em que a vazão específica tende a redução, conforme o aumento da área de drenagem.

3.3.3 Estimativas das Emissões de Nutrientes (N e P): Contribuições Naturais e Antrópicas.

Modelos para estimativas de emissões de nutrientes possuem diferentes abordagens: baseado na população e potencial geração de esgoto (Von Sperling 1996, 2005; Mota e Von Sperling, 2009; Van Drecht, 2009; Molisani *et al.*, 2013), baseado no uso e cobertura da terra (Rast & Lee, 1978; Lee *et al.*, 1978; Marsh, 1991) e baseado na diferenciação e integração das chamadas fontes naturais e antrópicas (Lacerda & De Sena, 2005; Lacerda, 2006; Lacerda *et al.*, 2008; Van Drecht, 2009; De Paula *et al.*, 2010; Molisani *et al.*, 2013; De Paula Filho *et al.*, 2015a).

A potencial produção de N e P associados a esgoto doméstico pode ser calculada tendo como base a população, assim como os valores de contribuição *per capita*. O N equivale a uma contribuição média de $8,0 \text{ g.hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$, e o P equivale a $1,0 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (Von Sperling 1996, 2005; Mota e Von Sperling, 2009; Van Drecht, 2009; Molisani *et al.*, 2013).

A partir de diferentes estudos realizados em lagos nos Estados Unidos, Rast & Lee (1978) e Lee *et al.*, (1978) propuseram um modelo de estimativa de emissões, com base em coeficientes de exportação, para fontes naturais e antrópicas, baseado no uso e cobertura da terra. Os coeficientes propostos são apresentados na Tabela 43.

Tabela 43: Coeficientes de exportação de nutrientes (N e P em $\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) baseado em Rast & Lee (1978) e Lee *et al.* (1978).

Tipo de Uso	Coeficiente de Exportação ($\text{g.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)	
	Nitrogênio (N) Total	Fósforo (P) Total
Urbano	0,5	0,1
Uso Rural/ Agricultura	0,5	0,05
Floresta	0,3	0,01

Marsh (1991) apresenta taxas de emissões baseadas nos diferentes usos e cobertura da terra, tendo como base o escoamento superficial (Tabela 44). Entretanto, o autor destaca ainda, a necessidade de incluir as contribuições decorrentes de esgoto doméstico, enquanto a contribuição atmosférica já estaria inclusa nos valores relativos ao uso da terra.

Tabela 44: Coeficientes de exportação de nutrientes ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), conforme Marsh (1991).

Uso da Terra	Coeficiente de Exportação ($\text{kg.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)	
	N	P
Floresta (> 75 % florestas)	440,0	8,5
Predomínio de florestas (50 – 75 % florestas)	450,0	17,5
Predomínio de Urbano (> 40 % de áreas urbanas)	788,0	30,0
Predomínio de agricultura (50-75 % de áreas agrícolas)	631,0	28,0
Agricultura (> 75 % de áreas agrícolas)	982,0	31,0
Misto	552,0	18,5

Considerando que abordagem baseada na diferenciação e integração das chamadas fontes naturais e antrópicas se apresenta mais completa, e tendo como base o proposto em De Paula Filho *et al.*, (2015a), as estimativas de emissões de N e P para o SEBV correspondem a um total de 10.783,7 e 5.480,4 ton.ano^{-1} de N (Tabela 45 e Figura 41) e P (Tabela 46 e Figura 41), respectivamente.

Tabela 45: Estimativas de emissões de N (ton.ano⁻¹) das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Bacias		Deposição atmosférica	Denudação física e química de solos	Produção de esgoto doméstico	Escoamento superficial urbano	Resíduos Sólidos	Agricultura	Pecuária	Total (ton.ano ⁻¹)
Rio Santa Maria	SMV	241,1	31,4	107,7	53,6	10,8	259,0	7.920,5	8.624,2
Marinho-Formate	MF	19,4	2,9	495,7	128,2	17,0	14,6	47,6	725,5
Praia da Costa e Canal	PC	2,0	0,3	266,5	31,9	0,0 [#]	*	*	300,7
Rio Itangua	ITA	2,5	0,4	196,7	33,9	2,1	1,1	3,6	240,3
Canal da Passagem Norte	PSN	3,5	0,7	149,0	47,3	0,0 [#]	*	*	200,4
São Pedro-Santo Antonio	SPA	2,5	0,3	119,4	30,9	0,0 [#]	*	*	153,1
Rio Bubu	BU	7,5	1,1	92,1	34,3	1,0	5,9	10,0	152,0
Rio Aribiri	AR	1,9	0,3	106,4	29,4	0,0 [#]	*	*	138,0
Mestre Álvaro - Contorno	MAC	10,3	2,3	79,3	24,0	0,0 [#]	0,9	18,7	135,6
Canal da Passagem Sul	PSS	1,4	0,2	93,5	18,9	0,0 [#]	*	*	114,0
TOTAL	-	292,1	40,1	1.706,3	432,4	30,9	281,5	8.000,4	10.783,7
% Total	-	2,7	0,4	15,8	4,0	0,3	2,6	74,2	-

*: Bacias sem atividades agropecuárias.

[#]: Bacias com 100 % de destinação correta de resíduos sólidos.

Tabela 46: Estimativas de emissões de P (ton.ano⁻¹) das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Bacias		Deposição atmosférica	Denudação física e química de solos	Produção de esgoto doméstico	Escoamento superficial urbano	Resíduos Sólidos	Agricultura	Pecuária	Total (ton.ano ⁻¹)
Rio Santa Maria da Vitória	SMV	6,89	23,9	31,1	8,9	5,8	56,7	4.778,9	4.912,1
Marinho-Formate	MF	0,56	2,0	143,0	21,2	9,1	3,2	13,7	192,9
Praia da Costa e Canal	PC	0,06	0,3	76,9	5,3	0,0 [#]	*	*	82,4
Rio Itangua	ITA	0,07	0,3	56,7	5,6	1,1	0,2	1,0	65,1
Canal da Passagem Norte	PSN	0,10	0,3	43,0	7,8	0,0 [#]	*	*	51,2
São Pedro-Santo Antonio	SPA	0,07	0,1	34,4	5,1	0,0 [#]	*	*	39,7
Rio Bubu	BU	0,22	0,7	26,6	5,7	0,5	1,3	2,8	37,8
Rio Aribiri	AR	0,05	0,2	30,7	4,8	0,0 [#]	*	*	35,8
Mestre Álvaro - Contorno	MAC	0,30	0,5	22,9	4,0	0,0 [#]	0,3	5,0	33,0
Canal da Passagem Sul	PSS	0,04	0,1	27,1	3,1	0,0	*	*	30,4
TOTAL	-	8,3	28,5	492,4	71,3	16,6	61,8	4.801,4	5.480,4
% Total	-	0,2	0,5	9,0	1,3	0,3	1,1	87,6	-

*: Bacias sem atividades agropecuárias.

#: Bacias com 100 % de destinação correta de resíduos sólidos.

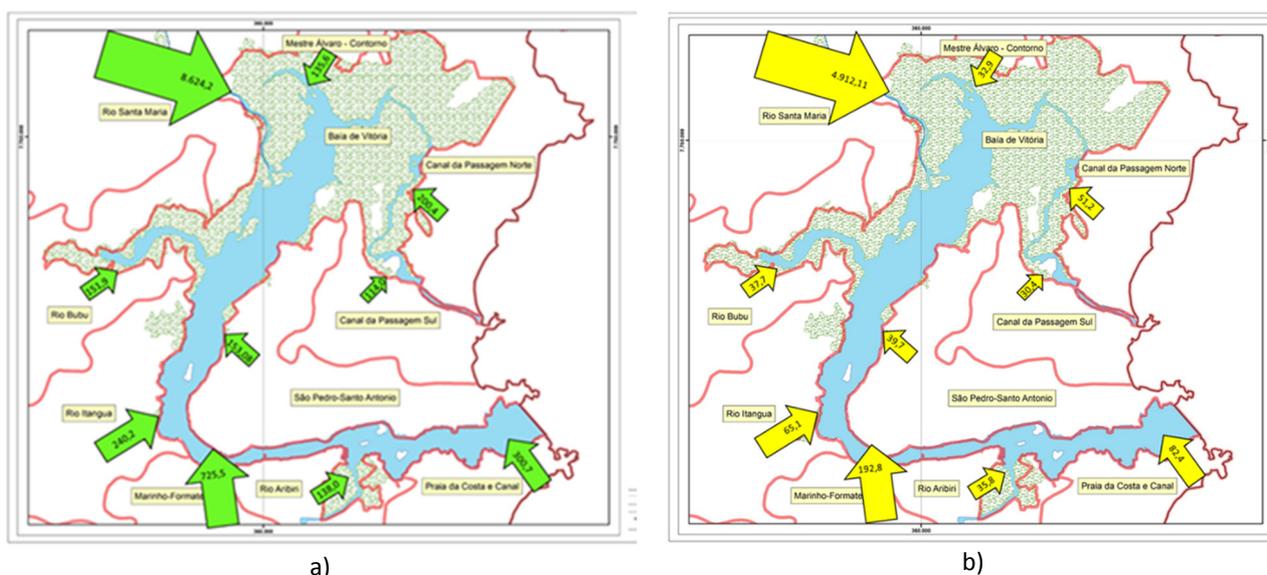


Figura 41: Estimativas totais de emissões ($\text{ton}\cdot\text{ano}^{-1}$) de N (a) e P (b). O Tamanho das setas é proporcional ao valor da estimativa em relação as demais bacias.

A bacia do rio SMV tem a maior contribuição de N e P, com 80,0 e 89,0 % do total, respectivamente (Tabela 47). As expressivas emissões de N e P, verificadas para a bacia do SMV, devem-se a avicultura e agricultura, assim como a sua maior extensão com relação às demais bacias, pois representa 81,0 % da área total das bacias tributárias do SEBV. Essa situação é reforçada pela afirmação de Curbani (2016), que as concentrações medidas de NO_3 indicam que o SMV recebe aportes de N-amoniacal em seu percurso, o qual é convertido a nitrito que, posteriormente é convertido a nitrato através do processo de nitrificação, demonstrando uma entrada de N mais antiga no sistema.

Tabela 47: Participação percentual das emissões de N e P por bacia hidrográfica.

Bacias	N (%)	P (%)
Rio Santa Maria da Vitória	80,0	89,6
Marinho-Formate	6,7	3,5
Praia da Costa e Canal	2,8	1,5
Rio Itangua	2,2	1,2
Canal da Passagem Norte	1,9	0,9
São Pedro-Santo Antônio	1,4	0,7
Rio Bubu	1,4	0,7
Rio Aribiri	1,3	0,7
Mestre Álvaro - Contorno	1,3	0,6
Canal da Passagem Sul	1,1	0,6

Por categoria de emissão destacam-se os resultados associados às atividades antrópicas, que são 31,5 e 147,7 vezes maiores que aquelas oriundas de fontes naturais de N e P, respectivamente, com o somatório das emissões oriundas da pecuária e efluentes domésticos representando 90,0 e 96,0 % do total de N e P, respectivamente (Tabela 48).

Tabela 48: Contribuições relativas para cada uma das diferentes fontes de emissões de N e P.

Fonte de emissão	N (%)	P (%)
Pecuária	74,2	87,6
Esgoto	15,8	9,0
Escoamento superficial urbano	4,0	1,3
Deposição atmosférica	2,7	0,2
Agricultura	2,6	1,1
Solos	0,4	0,5
Resíduos Sólidos	0,3	0,3

A elevada contribuição da pecuária está de acordo com cenário proposto em modelo global de estimativas (Global NEWS Model) (Seitzinger *et al.*, 2005; Seitzinger *et al.*, 2010). O modelo demonstra a importância da criação de animais como fontes para fluxos antropogênicos de N e P, sendo a pecuária responsável pela excessiva emissão de nutrientes. Isso ocorre particularmente em bacias com desenvolvimento econômico incipiente, reflexo de um rápido crescimento das criações de animais e uma baixa eficiência no uso de fertilizantes na agricultura (De Paula Filho *et al.*, 2015a). Como consequência ocorre a acumulação de nutrientes no solo, com uma eventual perda para águas subterrâneas e superficiais (Lacerda *et al.*, 2008). Os percentuais de contribuições relativas associados as emissões antrópicas estão também coerentes com aqueles encontrados por Molisani *et al.*, (2013) para o Rio Macaé, estado do Rio de Janeiro, em que 90,0 e 99,0 %, respectivamente, do N e P exportado pela bacia são de origem antrópica, com predomínio de aportes de fontes pontuais, como as águas servidas e resíduos sólidos. Situação essa semelhante a encontrada por Noriega & Araujo (2009) em bacias no litoral de Pernambuco, em que 96,0 % das contribuições foram de origem antrópica, com os esgotos domésticos e agricultura sendo as principais fontes.

A concentração de nitrogênio nas águas pode fornecer indicações sobre o estágio da poluição eventualmente ocasionada pelo despejo de esgoto à montante em um determinado curso d'água. O fósforo originário dos detergentes pode representar até 50,0 % da concentração de fósforo total no esgoto doméstico (Smith *et al.*, 1999; Mota & Von Sperling, 2009; Molisani *et al.*, 2013).

Conforme as Tabela 47 e 48 as maiores emissões de N e P por efluentes domésticos foram encontradas nas bacias MF e PC, representando 30,0 e 16,0 % do total, respectivamente, refletindo a grande população existente. Esses quantitativos são indicativos de quais bacias hidrográficas deveriam ser priorizadas em caso de implantação de programas de coleta e tratamento de esgoto doméstico.

O somatório das emissões das bacias PSS, PSN e SPA provenientes dos efluentes domésticos, 361,8 e 104,5 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente, quando comparado com encontrados por De Moraes (2008) para parte dessas bacias hidrográficas (475,6 e 57,7 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente), indica uma diminuição desses aportes. Os valores encontrados pelo autor refletiam uma população menor (163.132 habitantes), assim como uma área de drenagem menor (17,16 km²), e considerava não haver tratamento do esgoto gerado.

A existência da ETE Camburi na PSN potencializa as emissões de N e P, uma vez que atende a uma população estimada de 155.000 habitantes (CESAN, 2015b), sendo parte da população situada fora da área natural de drenagem para o SEBV. Com uma vazão de 25.590,0 m³.dia⁻¹ e 4,1 de P Total (mg.L⁻¹) no efluente final (AGERH, 2015a; CESAN, 2015b) representa uma contribuição de 38,3 ton.ano⁻¹ de P. Considerando que os valores de P no efluente estão bastante semelhantes com os encontrados por Barroso *et al.*, (1997), 3,73 mg.L⁻¹ e utilizando os valores encontrados pelos autores para N, 19,8 mg.L⁻¹, uma vez que dados de N não estão disponíveis, a ETE Camburi representa uma contribuição de 184,9 ton.ano⁻¹ de N para o SEBV. Cabe ressaltar que o processo de tratamento adotado na ETE Camburi (lagoa de estabilização) é um sistema de tratamento de esgoto em nível secundário, que objetiva principalmente a remoção da matéria orgânica presente nos esgotos (AGERH, 2015a).

Apesar do baixo valor de contribuição do escoamento superficial urbano para o SEBV (4,0 e 1,3 % para N e P, respectivamente), é importante destacar o constatado por Vernberg *et al.*, (1992) nas águas de estuários na Carolina do Sul (EUA), em que elevadas concentrações de N e P seriam oriundas do escoamento urbano, além de infiltrações decorrentes de sistemas de fossa e filtro. As concentrações de P encontradas pelos autores foram compatíveis com bacias hidrográficas com altos níveis de urbanização e desenvolvimento.

As contribuições naturais (solos e deposição atmosférica) representam 3,0 e 0,7 % das emissões de N e P, respectivamente, e os valores totais encontrados (332,2 ton.ano⁻¹ de N e 36,9 ton.ano⁻¹ de P) não se configurando como fontes significativas de emissões, quando comparados com valores encontrados por Lacerda (2006) (1.564,9 ton.ano⁻¹ de N e 910,4 ton.ano⁻¹ de P), De Paula *et al.*, (2010) (1.783 ton.ano⁻¹ de N e 1.669 ton.ano⁻¹ de P), assim como encontrados por De Paula

Filho *et al.* (2015a) (2.499 ton.ano⁻¹ de N e 778 ton.ano⁻¹ de P), estudos esses realizados na costa do Nordeste do Brasil. A baixa contribuição das fontes naturais está de acordo com o esperado para bacias com pequena porcentagem de áreas urbanas, conforme destaca Lacerda (2006).

Os resultados das contribuições estimadas refletem uma combinação entre a extensão territorial, a pluviosidade, as características do solo, as condições de uso da terra das bacias hidrográficas e, no caso do N, da emissão de N-NH₃ pela agricultura e pecuária. Dessa forma, alterações no uso e cobertura da terra têm reflexos nas estimativas (Howarth *et al.*, 2012), particularmente a expansão de áreas agrícolas e urbanas e supressão de vegetação, além da impermeabilização do solo, ao facilitar a drenagem superficial e consequente transporte de poluentes existentes nas áreas urbanas pavimentadas e no solo exposto (Marsh, 1991). O desenvolvimento das bacias tributárias do SEBV é discutido no Capítulo 4.

Ao normalizar os fluxos estimados (ton.ano⁻¹) pela área de cada bacia hidrográfica (km²), foram determinadas as emissões específicas (ton.km⁻².ano⁻¹). Os resultados (Figura 42) permitem a comparação entre as bacias tributárias do SEBV, assim como com diferentes bacias onde foram realizados estudos semelhantes.

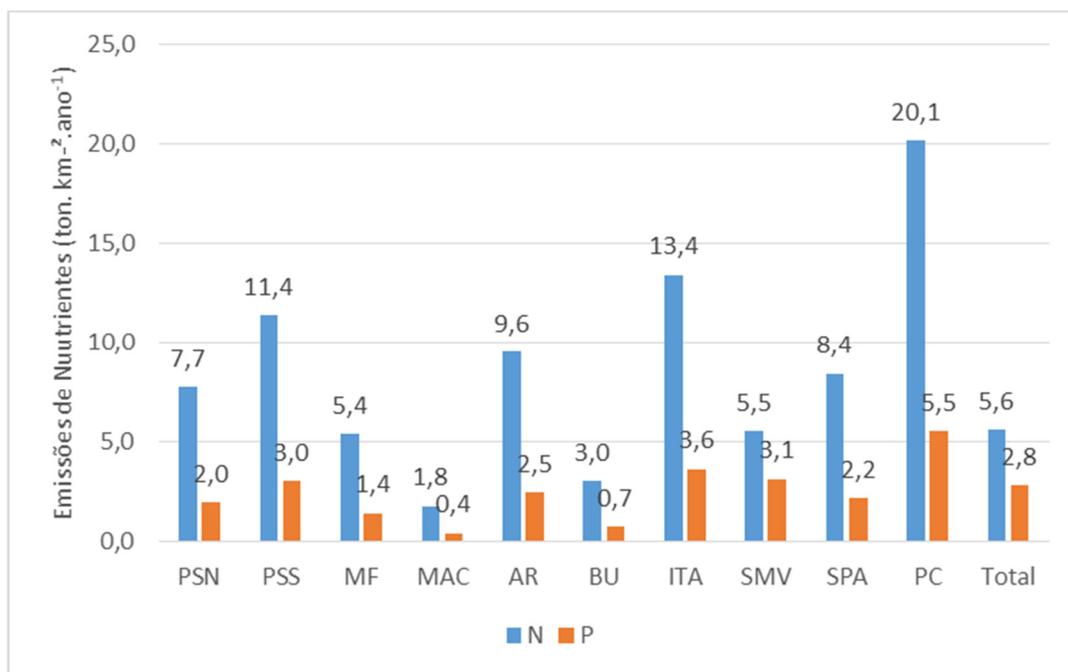


Figura 42: Emissões totais de N e P por área (ton.km⁻².ano⁻¹).

As emissões e os valores obtidos para N e P para o conjunto das bacias tributária do SEBV, quando comparados com estudos semelhantes no litoral do estado de Pernambuco (Noriega & Araujo, 2009), Rio Macaé (RJ) (Molisani *et al.*, 2013) e no Rio Parnaíba (De Paula Filho *et al.*, 2015a) (Tabela 49) foram mais elevados. Isso se deve, provavelmente, à contribuição da

pecuária nas bacias do SEBV ser extremamente significativa, à semelhança da Bacia do Rio Jaguaribe (Ce), em que as fontes difusas associadas a agropecuária predominam e são responsáveis por cerca de 77,4 e 81,1 % do aporte de N e P, respectivamente, com significativa contribuição da pecuária (De Paula *et al.*, 2015b).

Tabela 49: Emissões totais de N e P (ton.km⁻².ano⁻¹).

Nutrientes (ton.km ⁻² .ano ⁻¹)	Bacias				
	SEBV	Litoral de Pe (¹).	Rio Macaé (RJ) ²	Rio Parnaíba (Ce, Pi, Ma) ³	Rio Jaguaribe (Ce) ⁴
N	5,6	1,6	1,4	0,3	0,45
P	2,8	0,4	0,7	0,2	0,1

1: Noriega & Araujo, 2009

2: Molisani *et al.*, 2013

3: De Paula Filho *et al.*, 2015a

4: De Paula Filho *et al.*, 2015b

As contribuições por categoria apresentam semelhanças quando comparadas com resultados encontrados por Lacerda (2006) e Lacerda *et al.*, (2008) para um conjunto de bacias do litoral do Ceará e Rio Grande do Norte (Tabela 50). As bacias estudadas no NE do Brasil possuem características de uso e ocupação bastantes semelhantes com o SEBV (e.g. ocupação esparsa em grande parte das bacias, concentrações populacionais em determinadas áreas, agricultura e pecuária extensivas), com exceção das fontes associadas ao esgoto sanitário, considerados *in natura* ou sem tratamento, tendo em vista a média do tratamento para a região nordeste ser de apenas 10,0% (Lacerda *et al.*, 2008). Em relação ao Rio Macaé (RJ), apesar de características semelhantes com as bacias tributárias do SEBV, presença de fragmentos florestais, agricultura, pecuária, manguezais e desenvolvimento econômico na sua porção costeira, as contribuições específicas encontradas (Molisani *et al.*, 2013) estiveram bem abaixo do SEBV.

Tabela 50: Contribuições específicas por categoria de emissões de N e P (ton.km⁻².ano⁻¹).

Fonte de Emissão	Bacias SEBV		Bacias Litoral NE*		Bacias Litoral Ceará**		Rio Macaé***	
	N	P	N	P	N	P	N	P
Fontes naturais	0,17	0,02	0,079	0,045	0,07	0,07	0,087	0,002
Esgoto	0,87	0,25	0,085	0,024	5,04	1,41	0,379	0,181
Pecuária	4,16	2,50	0,164	0,111	1,80	1,49	0,427	0,260
Agricultura	0,15	0,03	0,191	0,151	0,87	0,32	0,010	0,002
Run-off urbano	0,22	0,04	0,005	0,000	0,18	0,03	0,004	0,001

*Lacerda, 2006.

**Lacerda *et al.*, 2008.

*** Molisani *et al.*, 2013.

Os resultados mostraram que a bacia PC apresenta o maior potencial de produção, tanto para N quanto para P, 20,1 e 5,5 ton.km⁻².ano⁻¹, respectivamente, para uma área que representa 0,8 % do total das bacias. Em seguida a bacia hidrográfica ITA, com 13,4 e 3,6 ton.km⁻².ano⁻¹ N e P, respectivamente e PSS, com 11,4 e 3,0 ton.km⁻².ano⁻¹ de N e P, respectivamente. Essas bacias hidrográficas apresentam como características comuns a elevada densidade populacional e intensa urbanização (Tabela 51), fatores determinantes para a geração de N e P. Para Gao *et al.*, (2015), altos valores de aporte de N em bacias com alta densidade populacional e atividades econômicas são via de regra.

Tabela 51: Características da Bacias PC, ITA e PSS.

Bacias	Densidade da população (hab/km ²)	% Área Urbana
PSS	9.345,5	73,3
ITA	5.345,4	71,5
PC	10.663,9	85,8

3.3.4 Análise de Componentes Principais.

A análise de componente principal (ACP) foi realizada com variáveis morfométricas, densidade da população, vazões específicas, uso da terra e estimativas de emissões específicas de N e P (Tabela 52).

Tabela 52: Variáveis utilizadas na análise de componentes principais (ACP) e Análise de Agrupamento.

Bacias	Kf	Dh	Decl	kc	DD	DP	VAZ	TNY	TPY	%urb	%agr	%past	%flor
PSN	0,5	4,3	1,3	2,0	1,0	5.770,4	91,6	7,7	2,0	71,6	0,0	3,8	6,4
PSS	0,6	3,6	12,4	1,7	0,8	9.345,4	91,8	11,4	3,0	73,2	0,0	4,1	17,7
MF	0,1	2,5	19,5	2,0	1,8	2.062,7	96,9	5,4	1,4	34,6	7,5	26,3	23,5
MAC	0,5	11,2	14,2	1,9	3,0	670,5	89,7	1,8	0,4	12,2	1,0	45,5	29,8
AR	0,4	7,9	3,9	2,2	1,4	6.476,7	91,2	9,5	2,5	80,7	0,1	2,0	1,9
BU	0,2	2,2	22,0	2,4	1,7	896,9	103,5	3,0	0,7	23,9	8,1	32,7	27,3
ITA	0,6	1,4	11,1	1,9	1,2	5.345,4	95,6	13,4	3,6	71,4	4,3	4,2	11,0
SMV	0,1	5,1	32,3	2,1	2,6	47,5	87,8	5,5	3,1	1,2	18,7	12,8	49,1
SPA	0,9	5,8	16,5	2,2	1,0	6.573,8	92,7	8,3	2,2	65,6	0,0	7,9	22,5
PC	0,4	0,6	6,7	1,7	0,6	10.663,9	90,0	20,1	5,5	85,8	0,0	0,0	10,8

Kf: Fator de Forma; Dh: Densidade hidrográfica (seg.km⁻²); Decl: Declividade Média (%); Kc: Coeficiente de Compacidade (Kc); DD: Densidade de Drenagem (Dd) (km.km⁻²); DP: Densidade da população (hab.km⁻²); VAZ: Vazão específica (x10³m³.km⁻².ano⁻¹); TNY: Total N (ton.km⁻².ano⁻¹), TPY: Total P (ton.km⁻².ano⁻¹); %urb: % de área urbana na bacia; %agr: % de áreas ade cultura na bacia; %past: % de áreas de pastagem na bacia; %flor: % de áreas de floresta na bacia.

PSN: Canal da Passagem Norte; PSS: Canal da Passagem Sul; MF: Rio Marinho-Formate; MAC: Mestre Álvaro e Contorno; AR: Rio Aribiri; BU: Rio Bubu; ITA: Rio Itanguá; SMV: Rio Santa Maria da Vitória; SPA: São Pedro – Santo Antônio; PC: Praia da Costa e Canal

Os componentes 1 e 2 explicaram 73,3 % da variação observada, com 54,6 % relativo ao eixo 1 e 18,7 % relativo ao eixo 2. As contribuições relativas das variáveis são apresentadas na Tabela 53.

Tabela 53: Contribuições relativas das variáveis morfométricas, densidade da população, vazões específicas, uso da terra e estimativas totais de emissões de N e P das bacias tributárias do SEBV.

	C1	C2
Kf	0,25	0,26
Dh	-0,15	0,34
Decl	-0,26	-0,20
kc	-0,23	0,26
DD	-0,35	0,10
DP	0,34	0,19
VAZ	0,21	0,42
TNY	0,33	-0,28
TPY	0,23	-0,46
%urb	0,32	0,25
%agr	-0,31	-0,13
%past	-0,29	0,31
%flor	-0,27	-0,16

Kf: Fator de Forma; Dh: Densidade hidrográfica (seg.km²); Decl: Declividade Média (%); Kc: Coeficiente de Compacidade (Kc); DD: Densidade de Drenagem (Dd) (km.km⁻²); DP: Densidade da população (hab.km⁻²); VAZ: Vazão específica (x10³m³.km⁻².ano⁻¹); TNY: Total N (ton.km⁻².ano⁻¹), TPY: Total P (ton.km⁻².ano⁻¹); %urb: % de área urbana na bacia; %agr: % de áreas ade cultura na bacia; %past: % de áreas de pastagem na bacia; %flor: % de áreas de floresta na bacia.

No eixo 1 as variáveis com maior importância foram DP, 0,34; TNY, 0,33; %Urb, 0,32; DD, -0,35; %Agr, -0,31 e %Past, -0,29. No eixo 2 variáveis com maior importância foram VAZ, 0,42; Dh, 0,34; %Past, 0,31; TPY, -0,46 e TNY, -0,28.

A ACP basicamente separou as bacias hidrográficas tributárias do SEBV em dois grupos (Figura 43): bacias urbanas e densamente povoadas e bacias rurais, com baixa densidade populacional e ocorrência de remanescentes florestais. A bacia PC se destaca em função da sua alta densidade populacional e emissões de N e P. No caso da SMV, aspectos como declividade média, cobertura florestal e áreas agrícolas se apresentam como diferenciais.

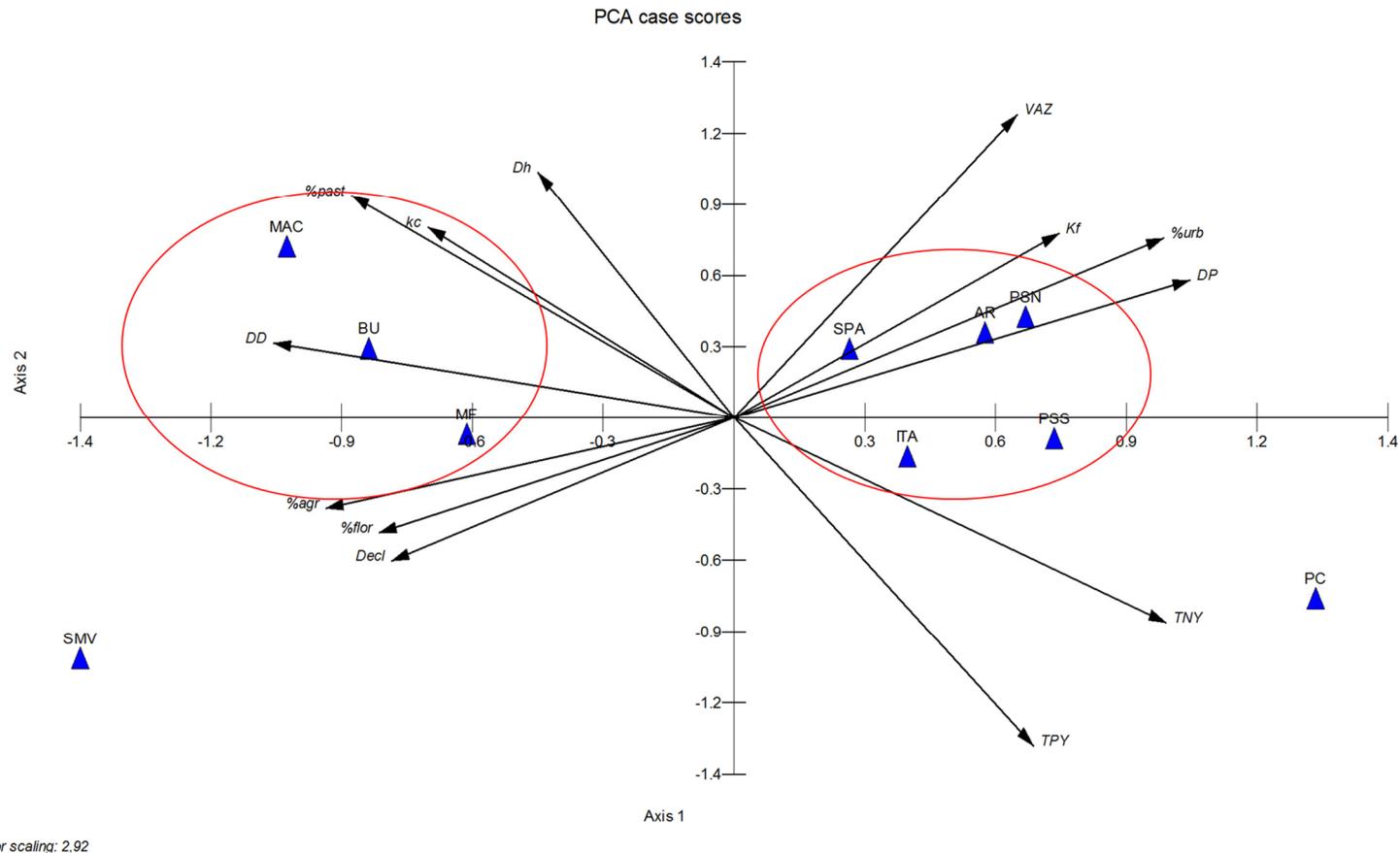


Figura 43: Análise de componente principal (ACP) das variáveis morfométricas, densidade da população, vazões específicas, uso da terra e estimativas de emissões de N e P.

Kf: Fator de Forma; Dh: Densidade hidrográfica (seg.km^{-2}); Decl: Declividade Média (%); Kc: Coeficiente de Compacidade (Kc); DD: Densidade de Drenagem (Dd) (km.km^{-2}); DP: Densidade da população (hab.km^{-2}); VAZ: Vazão específica ($\text{x}10^3\text{m}^3.\text{km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$); TNY: Total N ($\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$); TPY: Total P ($\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$); %urb: % de área urbana na bacia; %agr: % de áreas ade cultura na bacia; %past: % de áreas de pastagem na bacia; %flor: % de áreas de floresta na bacia.

PSN: Canal da Passagem Norte; PSS: Canal da Passagem Sul; MF: Rio Marinho-Formate; MAC: Mestre Álvaro e Contorno; AR: Rio Aribiri; BU: Rio Bubu; ITA: Rio Itanguá; SMV: Rio Santa Maria da Vitória; SPA: São Pedro – Santo Antônio; PC: Praia da Costa e Canal.

A Análise de Cluster (Figura 44), tendo como base o Coeficiente de Pearson, permitiu realizar um agrupamento mais detalhado a partir das semelhanças das bacias, confirmando 2 agrupamentos principais, com correlações fortes ou muito forte.

O primeiro agrupamento representa as bacias hidrográficas ITA, MAC, BU e MF. A presença da bacia ITA neste grupo é explicada pelo uso da terra, variável agricultura, pois essas são as bacias que apresentam essa atividade. A maior densidade populacional da ITA explica o menor valor de correlação apresentando com as demais bacias, 0,847, apesar de ser considerada forte, pois as demais bacias apresentam as menores densidades populacionais. A semelhança entre os coeficientes de compacidade (K_c) ajuda a entender a formação desse agrupamento.

O segundo agrupamento é formado pelas bacias PC, AR, SPA, PSS, PSN. São as bacias com as maiores densidades populacionais, altas taxas de urbanização, sem atividades agrícolas e com baixa ocorrência de áreas de pastagem. A proximidade entre os valores de vazão específica contribui para a formação desse grupo. A menor correlação apresentada foi da PC com as demais bacias, 0,872, justificado pelas maiores densidades populacionais e taxa de urbanização apresentadas pela bacia PC.

A correlação mais baixa foi apresentada pela SMV com as demais bacias, 0,505. Essa correlação moderada é explicada por fatores como baixa densidade populacional e alta taxa de cobertura florestal e atividades agrícolas existentes, características da SMV.

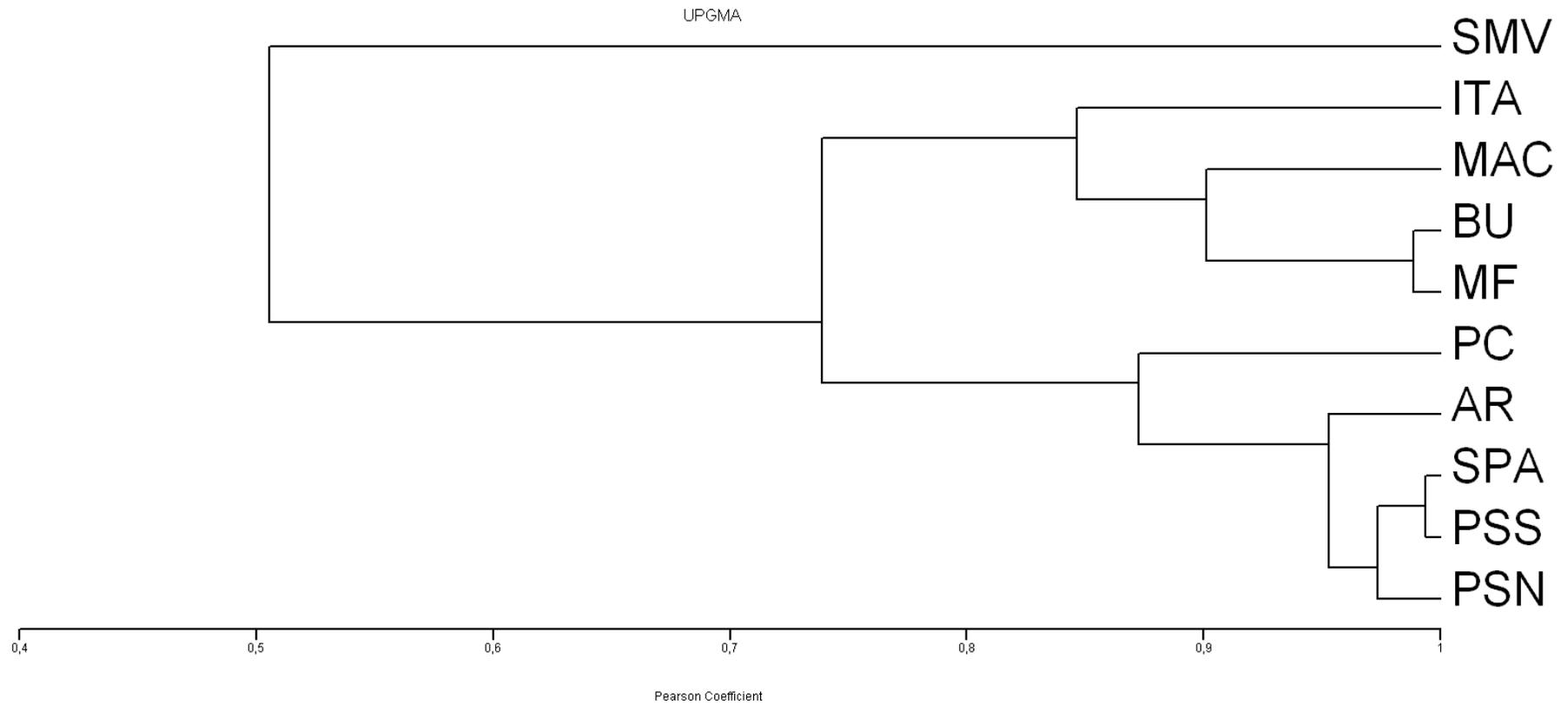


Figura 44: Análise de agrupamento cluster. Dados transformados em LOG_(x+3) e agrupados de acordo com o coeficiente de correlação de Pearson.

3.3.5 Estimativas dos fluxos de N e P

Considerando a necessidade de verificação dos resultados obtidos com as estimativas de emissões de nutrientes para as bacias, foram calculados os aportes de N e P tendo como base as concentrações médias de N e P do Programa de Monitoramento de Águas Interiores (Tabela 54), realizado em cinco das bacias que drenam para o SEBV, (SMV, BU, ITA, AR, MF) (Figura 22).

Tabela 54: Concentrações de N e P (mg.L^{-1}) utilizados nas estimativas de cargas de nutrientes (médias anuais referentes às 4 campanhas trimestrais ao longo do ano de 2014). AGERH, 2014a.

Estação Nutriente	SMV1C020	BUB1C010	ITG1C002	ARI1C001	MAR1C020	Média*
N	2,45	8,05	23,70	47,23	28,65	22,02
P	0,12	0,50	1,14	2,95	1,68	1,28

SMV1C020: SMV

BUB1C010: BU

ITG1C002: ITA

ARI1C001: AR

MAR1C020: MAR

* Média dos resultados obtidos a ser utilizado para as bacias que não possuem coletas (Canal da Passagem, Praia da Costa, Mestre Álvaro, São Pedro-Santo Antônio).

Os valores de vazão foram aqueles obtidos no presente estudo por meio do modelo pluviosidade-vazão, e que estão apresentados na Tabela 55.

Tabela55: Vazões ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) estimadas pelo método pluviosidade –vazão.

Bacias	Vazões estimadas ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) Total Anual
Rio Santa Maria	52,1
Marinho-Formate	4,9
Mestre Álvaro - Contorno	2,6
Rio Bubu	2,0
Canal da Passagem*	1,3
Rio Itangua	0,7
São Pedro-Santo Antonio	0,6
Praia da Costa e Canal	0,5
Rio Aribiri	0,5

*Devido aos baixos valores calculados optou-se em apresentar em conjunto.

Os resultados são apresentados na Tabela 56, aonde também são apresentados os valores obtidos com os modelos baseados nos fatores de emissões para fontes naturais e antrópicas.

Tabela 56: Estimativas de fluxos de N e P (ton.ano⁻¹), baseados em fatores de emissão (este estudo) e nos valores *in situ* (equação de Wagner, 2009) e razão obtida.

Bacias	Fluxo (baseado em vazão e concentrações <i>in situ</i>)		Fluxo (baseado em fatores de emissão)		Razão: fluxo vazão/fluxo fatores emissão	
	N	P	N	P	N	P
PSNS	869,3	50,3	314,4	81,6	0,4	1,6
MF	4.471,4	261,4	725,5	192,9	0,2	0,7
MAC	1.799,1	104,2	135,6	33,0	0,1	0,3
PC	354,4	20,5	300,7	82,4	0,8	4,0
AR	737,6	46,0	138,0	35,8	0,2	0,8
BU	502,0	31,3	152,0	37,8	0,3	1,2
ITA	488,0	23,4	240,3	65,1	0,5	2,8
SMV	4.022,8	188,8	8.624,2	4.912,1	2,1	26,0
SPA	447,0	25,9	153,1	39,7	0,3	1,5
Total	13.691,7	751,9	10.783,7	5.480,4	0,8	7,3

As razões entre os valores estimados e os obtidos com base nas concentrações *in situ* de N e P variaram entre 0,1 e 2,1 das emissões estimadas para nitrogênio, com média de 0,8 e entre 0,3 e 26,0 para o fósforo, com média de 7,3. Para De Paula Filho *et al.*, (2015a) razões em torno de 2,0 a 2,4 significam uma precisão razoável, considerando as incertezas que envolvem a metodologia. Discrepâncias podem ser explicadas em função da ação de áreas úmidas, através dos mecanismos de retenção, assimilação e transformação de nutrientes intrínsecos a essas áreas (Reddy *et al.*, 1999). As atividades agropecuárias, particularmente avicultura, dominam na bacia do SMV, enquanto nas demais bacias há uma predominância de atividade urbanas. A população contribui consideravelmente com cargas por fontes pontuais, principalmente de nitratos associados a efluentes e outros despejos urbanos, uma vez que as bacias tributárias do SEBV possuem, em média, 39 % da população atendida com sistema de coleta e tratamento de esgoto doméstico (CESAN, 2015b). No entanto, a contribuição pode ser mascarada em função da retenção de nutrientes, principalmente P em reservatórios (Liu *et al.*, 2009; De Paula Filho *et al.*, 2015a).

Os valores da carga de N e P oriunda do SMV, tendo como base a vazão (média mensal) referente aos meses de coleta para o ano de 2014 (AGERH, 2014a) (Tabela 57), são ainda menores, reforçando essa possível interferência dos barramentos existentes ao longo do rio SMV.

Tabela 57: Estimativas de carga de N e P para o Rio Santa Maria da Vitória.

Estação SMV1C020 Campanhas 2014	Mês de Coleta	Vazão (m ³ .s ⁻¹) (média mensal) ¹	N total (mg.L ⁻¹)	Fluxo N (ton.ano ⁻¹)*	P total (mg.L ⁻¹)	Fluxo P (ton.ano ⁻¹)*
1	Abril	33,8	3,60	3.837,30	0,13	138,57
2	Junho	19,6	3,50	2.163,37	0,14	86,53
3	Setembro	17,8	1,70	954,28	0,05	28,07
4	Novembro	21,5	1,00	678,02	0,14	94,92
Média Anual				1.908,24		87,02

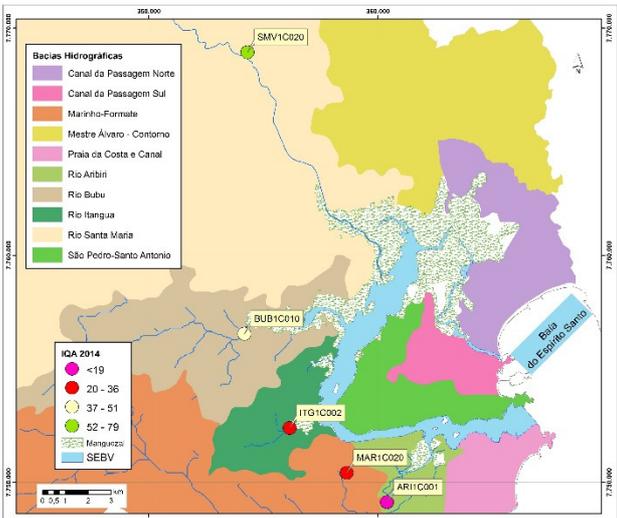
¹: Fonte: HIDROWEB/ANA (2015), estação 57130000 (Santa Leopoldina).

* equação de Wagner (2009).

Na análise desses valores de emissões em conjunto com os resultados do Programa de Monitoramentos da Qualidade das Águas realizados pela Agência Estadual de Recursos Hídricos – AGERH, nas bacias que drenam para o SEBV, é possível constatar o comprometimento da qualidade das águas nas estações mais a jusante, próximo à foz dos rios, conforme pode ser observado na Tabela 58.

Tabela 58: Média anual do Índice de Qualidade das Águas – IQA para os rios tributários do SEBV, 2014.

Rio	Estação	IQA
SMV#	SMV1C020	71 (BOA)*
Rio Bubú	BUB1C010	51 (REGULAR)*
Rio Itanguá	ITG1C002	29 (RUIM)*
Rio Aribiri	ARI1C001	14 (PÉSSIMA)*
Rio Marinho	MAR1C020	22 (RUIM)*



#SMV: Rio Santa Maria da Vitória; *Classificação conforme AGERH, 2014a.

O IQA – Índice de Qualidade das Águas, é um indicador que incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento público. É o principal indicador da qualidade das águas, servindo como parâmetro para sua evolução ao longo do tempo, além de refletir eventuais alterações associadas a fatores antrópicos.

Os resultados dos monitoramentos realizados pelo IEMA/AGERH (Tabela 59), confirmam o comprometimento da qualidade das águas que desaguam no SEBV, particularmente dos Rios Itanguá, Aribiri e Marinho, o que vem se mantendo ao longo do período amostrado, independente de eventuais avanços na implantação de sistemas de coleta e tratamento de esgoto (CESAN, 2015a).

Tabela 59: Resultados do IQA (Fonte AGERH, 2014a).

Rio	Estação	IQA (Média Anual)					
		2009	2010	2011	2012	2013	2014
SM Vitória	SMV1C020	73	60	75	64	68	71
Rio Bubú	BUB1C010	42	61	67	46	38	51
Rio Itanguá	ITG1C002	21	17	19	25	23	29
Rio Aribiri	ARI1C001	18	18	20	23	18	14
Rio Marinho	MAR1C020	22	18	22	25	20	22

Quando os resultados de Fósforo Total, encontrados para o ano de 2014 nos monitoramentos realizados pela AGERH (AGERH, 2014a), são confrontados com o limite previsto na legislação, CONAMA Nº 357 (2005) ($0,124 \text{ mg.l}^{-1}$) (Figura 45), o comprometimento da qualidade das águas é reforçado, pois é possível constatar que a maioria dos valores estão acima do estabelecido para as águas salobras de classe 1. As águas dessa classe possuem os seguintes usos preponderantes: recreação de contato primário, proteção das comunidades aquáticas; aquicultura e atividade de pesca.

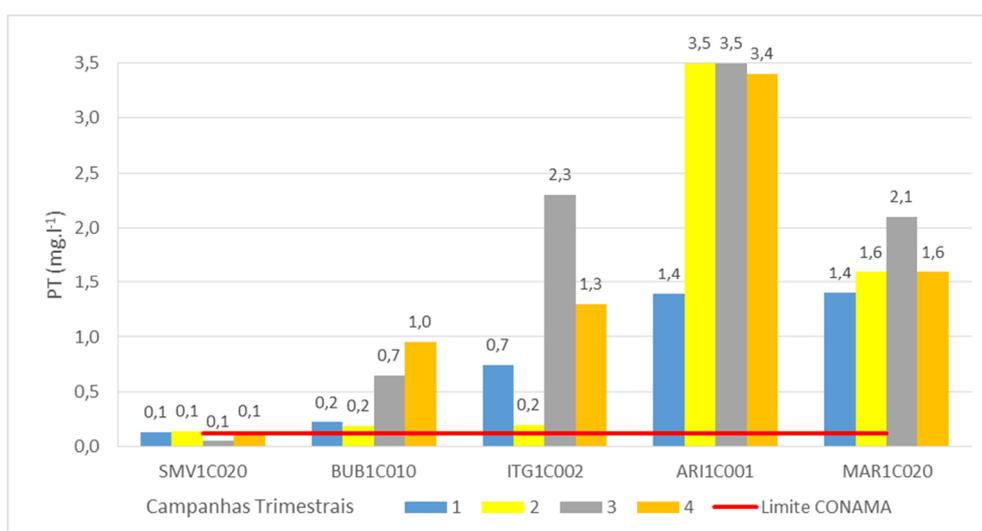


Figura 45: Resultados do monitoramento - fósforo total (mg.L^{-1}), em 2014. (Fonte: AGERH, 2014a).

As concentrações de NT do monitoramento (AGERH, 2014a), (Tabela 60), confirmam o efeito do despejo de esgoto *in natura*. As maiores concentrações foram encontradas nas estações de amostragem localizadas em bacias mais densamente ocupadas. Para fins de comparação, na Figura 46 são apresentados os resultados de NT comparados com o limite para N Amoniacal da previsto na resolução CONAMA Nº 357 (2005) ($0,4 \text{ mg.L}^{-1}$), para as águas salobras de classe 1.

Tabela 60: Resultados de N Total (mg.L^{-1}). Fonte: AGERH, 2014a.

Campanhas Trimestrais 2014	Estações (N total (mg.L^{-1}))				
	SMV1C020	BUB1C010	ITG1C002	ARI1C001	MAR1C020
1	3,6	5,2	37,0	79,0	47,0
2	3,5	4,0	7,2	39,0	29,0
3	1,7	11,0	13,6	25,9	20,3
4	1,0	12,0	37,0	45,0	18,3

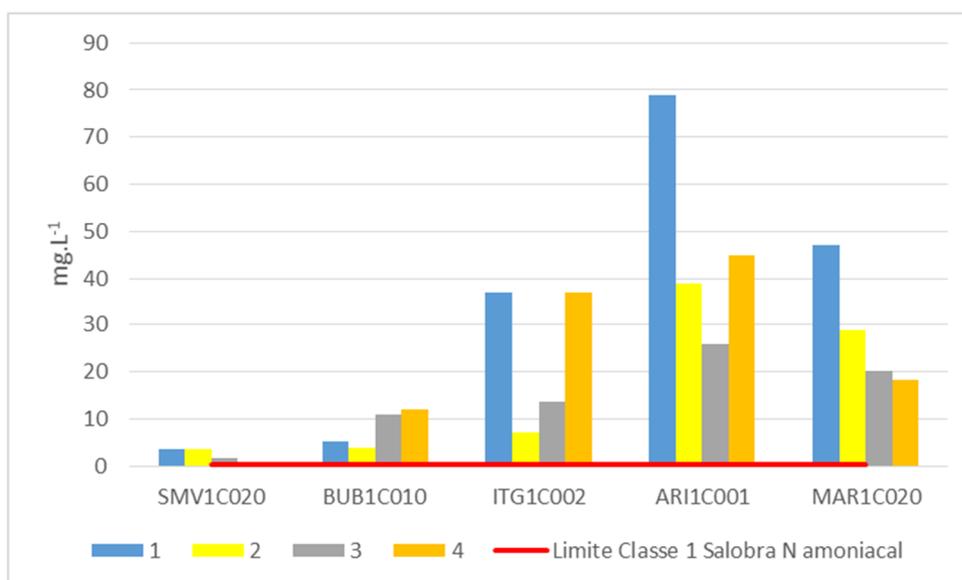


Figura 46: Resultados de NT comparados com o limite de N amoniacal para águas salobras da classe 1.

Além do exposto acima, comprovando o comprometimento da qualidade das águas em função do despejo de esgoto *in natura*, as significativas diferenças entre as emissões estimadas e as obtidas com base nas amostragens *in situ* podem também ser decorrente de fontes como aplicação de fertilizantes na agricultura e queima de combustíveis fósseis (Smith *et al.*, 1999; Ferrier *et al.*, 2010). As discrepâncias encontradas entre as concentrações para a bacia SMV podem ainda ser explicadas pela existência de barragens ao longo do curso fluvial, uma vez que barramentos causam a retenção de nutrientes, principalmente P, que é facilmente retido em reservatórios (Liu *et al.*, 2009). As barragens contribuem para amortecer as cargas de materiais na bacia, pois estão localizadas à jusante do Município de Santa Maria Jetibá, que possui como

atividade de destaque a avicultura, identificada como uma significativa fonte de emissão de N e P, assim como considerável aporte de esgoto doméstico pelo córrego São Luiz, que atravessa a sede municipal. Logo, os reservatórios reteriam parte considerável das cargas de nutrientes, matéria orgânica e sedimentos que potencialmente poderiam ser transferidos para jusante até o SEBV.

Considerando os valores de fluxos de N e P de 151 diferentes bacias hidrográficas exorreicas, Meybeck *et al.*, (2006) propuseram um modelo para enquadramento das bacias em função da relação entre os fluxos locais e um fluxo médio global para N e P (i.e., fluxo local e o fluxo global, Y_i/Y^*), considerando o valor global de $0,355 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ para N (Green *et al.*, 2004) e de $0,095 \text{ ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ para P (Seitzinger *et al.*, 2005). Essa classificação é apresentada na Tabela 61.

Tabela 61: Classificação das bacias hidrográficas baseado em fluxos de N e P (Meybeck *et al.*, 2006).

Classificação das Bacias.	Y_i/Y
<i>Hot spots</i>	>10
Hiper-ativa	10– 5
Euri-ativa	5 – 2
Meso-ativa	2– 0.5
Hipo– ativa	0.5– 0.2
Oligo-ativa	0.2– 0.1
Esteno-ativa	0.1– 0.01
Inativa	<0.01

Y_i/Y^* (razão entre o fluxo local e médias globais)

Considerando os fluxos de N e P ($\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) estimados para as bacias tributárias do SEBV, foram calculadas razões Y_i/Y^* para cada bacia. Os resultados são apresentados na Tabela 62.

Tabela 62: Classificação das bacias do SEBV conforme proposto em Meybeck *et al.*, (2006).

Bacias	Emissões ($\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$)		Relação Y_i/Y^*		Classificação
	N	P	N	P	
PSN	7,7	2,0	21,8	20,8	<i>Hot spots</i>
PSS	11,4	3,0	32,0	31,9	<i>Hot spots</i>
MF	5,4	1,4	15,2	15,1	<i>Hot spots</i>
MAC	1,8	0,4	5,0	4,6	Euri-ativa
AR	9,5	2,5	26,7	25,9	<i>Hot spots</i>
BU	3,0	0,7	8,5	7,9	Hiper-ativa
ITA	13,4	3,6	37,8	38,3	<i>Hot spots</i>
SMV	5,5	3,1	15,5	33,1	<i>Hot spots</i>
SPA	8,3	2,2	23,4	22,7	<i>Hot spots</i>
PC	20,1	5,5	56,8	58,2	<i>Hot spots</i>
Total Bacias	5,6	2,8	15,8	30,0	<i>Hot spots</i>

A maioria das bacias foi enquadrada como *hot spots*, com exceção para MAC, considerada como euri-ativa e BU, como hiper-ativa. Conforme De Paula Filho *et al.*, (2015a) bacias hidrográficas do tipo *hot-spots* são características de grandes cidades e regiões metropolitanas.

Com base nessa avaliação é possível constatar que as bacias tributárias podem ser consideradas como significativos potenciais contribuintes de nutrientes para o SEBV.

Conforme Meybeck & Vorosmarty, 2005; Liu *et al.*, (2009) e Meybeck & Dür (2009), tendo como base modelos globais de estimativas de aporte de nutrientes aos oceanos, esse aporte seria controlado por dois fatores principais: naturais e antrópicos. O transporte pelos rios e a contribuição a partir de áreas úmidas, seriam os principais fatores naturais e a densidade da população, aportes antropogênicos e alterações na hidrologia seriam os principais fatores antrópicos. As fontes antrópicas são responsáveis por cerca de 2/3 dos nutrientes inorgânicos dissolvidos transportados pelos rios.

3.4. CONCLUSÕES

A bacia do rio SMV é responsável pela maior contribuição de N e P, representando 80 e 89 %, respectivamente, enquanto a bacia PSS foi responsável pelas menores contribuições, com 1,1 e 0,6 % do total de N e P, respectivamente.

As emissões expressivas de N e P, verificadas para a bacia do SMV, justificam-se pela vocação econômica da região, principalmente a avicultura e agricultura, assim como a sua maior extensão com relação às demais bacias, pois representa 81 % da área total das bacias tributárias do SEBV. No caso da PSS os baixos valores são devidos a pequena dimensão da bacia, associada a existência de cobertura florestal, 17,8 % de sua área total, o que contribui para a volatilização da amônia, assim como a existência de sistemas de coleta e destinação de esgoto doméstico e resíduos sólidos.

Quando normalizadas por área, as maiores emissões estão associadas à bacia PC e, em seguida, a bacia ITA. Ambas têm como características em comum a alta densidade populacional e alto grau de urbanização, fatores determinantes para a geração de N e P.

As fontes antrópicas nas bacias são responsáveis pela maioria absoluta das emissões, representando 97 % das emissões totais de N e 99 % das emissões totais de P, com destaque para as atividades pecuárias, gerando 74,5 % N e 88,0 % P possível de ser aportado ao SEBV.

O método adotado para quantificação da população das bacias a partir da avaliação e identificação dos setores censitários em cada bacia, permitiu uma maior precisão na

quantificação da população e, conseqüentemente, nas emissões que demandam dados populacionais.

Os resultados das cargas estimadas refletem uma combinação entre a extensão territorial, a pluviosidade, as características do solo, as condições de uso da terra das diferentes bacias e, no caso do N, da emissão de N-NH₃ pela agricultura e pecuária, podendo ser comparados entre diferentes bacias, uma vez normalizados pelas áreas.

Tendo como base o cálculo das cargas de nutrientes estimadas a partir de dados de monitoramento de N e P, e comparando com os valores obtidos através dos fatores de emissões, as diferenças encontradas levam a concluir que além do esgoto sanitário sem tratamento despejado nas bacias do SEBV, também são significativas as fontes de nutrientes oriundas de aplicação fertilizantes na agricultura. Assim, como a ação das barragens do SMV na retenção de parte considerável das cargas de nutrientes, matéria orgânica e sedimentos que potencialmente poderiam ser exportados para jusante até o SEBV.

A abordagem utilizada para a quantificação das emissões, a partir do momento que incorpora e discrimina as diferentes fontes, tanto naturais quanto antrópicas, se mostra eficaz no sentido de direcionar as ações de programas de gestão das águas, uma vez que permite identificar e quantificar as diferentes fontes potenciais de contaminação, subsidiando a priorização de ações.

Tendo como base as variáveis morfométricas, densidade da população, vazões específicas, uso da terra e estimativas de emissões específicas de N e P, foi constatado que as bacias hidrográficas compõem dois grupos. São bacias urbanas e densamente povoadas PC, AR, SPA, PSS, PSN, com destaque para a PC, decorrente da alta densidade populacional e emissões de N e P. As bacias ITA, MAC, BU e MF são bacias com características rurais, com baixa densidade populacional e ocorrência de remanescentes florestais. A correlação mais baixa foi apresentada pela SMV com as demais bacias, correlação moderada explicada por fatores como baixa densidade populacional e alta taxa de cobertura florestal e atividades agrícolas que ocorrem na bacia.

A baixa densidade de drenagem observada em algumas bacias, pode ser resultado de alterações, decorrentes de retificações dos canais fluviais e aterros, em função do processo de urbanização.

As maiores declividades médias ocorrem nas bacias SMV, BU e MF, 32,3; 22,0 e 19,5 %, respectivamente, o que torna essas bacias mais sujeitas a eventos de enchentes, assim como a processos erosivos. Em situação oposta, as bacias PSN e AR, com 0,8 e 3,9 %, respectivamente, por essa característica apresentariam os menores potenciais de ocorrência de enchentes e processos erosivos. Entretanto, os resultados para o coeficiente de compacidade (Kc) e Fator de

Forma (Kf) indicam que as bacias PSS, ITA e SPA devem também ser alvo de avaliações específicas, visando medidas para controle e/ou prevenção de inundações, particularmente nas áreas urbanas das bacias.

Uma característica importante nas bacias do SEBV é a baixa Densidade de Drenagem - Dd, representando facilidades para infiltração no solo, quando associadas a presença de solos permeáveis, diminuindo o escoamento superficial e, conseqüentemente, os riscos de erosão e de degradação ambiental.

A avaliação integrada entre as médias mensais de pluviosidade com as médias mensais de vazão do SMV, apresentam uma correlação significativa da vazão com a pluviosidade regional.

Com base nas vazões estimadas para as bacias foi possível constatar que a SMV é responsável por 80 % dos fluxos hidrológicos que aportam ao SEBV, o que ressalta a importância na manutenção ecológica do estuário e, particularmente, do manguezal existente.

Resultados de monitoramentos da qualidade das águas realizados pela AGERH confirmam o comprometimento das águas que drenam para o SEBV, particularmente dos Rios Itanguá, Aribiri e Marinho, pelo despejo de esgoto *in natura*.

4. SOCIOECONOMIA E GOVERNANÇA DO CONTÍNUO FLUVIO-ESTUARINO

Resumo

Com uma população estimada em 1.159.350 habitantes em 2010, as bacias tributárias para o SEBV comportam mais de 72,0 % da população dos municípios abrangidos. A população da região, aumentou cerca de 400,0 % no período de 40 anos (1970-2010). O desenvolvimento foi alavancado principalmente pelos municípios localizados na Região Metropolitana de Vitória. Com economia baseada na agropecuária, Santa Maria de Jetibá se destaca na região serrana. Os resultados obtidos com as ações de governança na gestão dos recursos hídricos não são satisfatórios, resultando numa situação de conflitos de usos das águas, comprometimento da qualidade ambiental do SEBV e bacias hidrográficas tributárias, desmatamento e expansão de áreas urbanas sem planejamento. Constata-se diminuição das áreas naturais (i.e, florestas) e também das seminaturais (i. e., agricultura e pecuária), com um aumento considerável das áreas urbano-industriais. Os pontos fracos dos Programas desenvolvidos são os longos prazos entre a sua formulação e a sua implantação, escassas menções à integração do contínuo flúvio-estuarino e o baixo destaque a importância das relações causa-efeito existentes entre a bacia hidrográfica e o sistema estuarino, resultando em baixa aderência da população. As ações para gestão das águas não têm atingido resultados no sentido de garantir a disponibilidade total de água com qualidade, não somente para consumo humano, mas também para recreação, coleta e cultivo de espécies aquáticas.

4.1. INTRODUÇÃO

Na análise do uso e ocupação da zona costeira é possível constatar que as atividades antrópicas (e.g. habitações, fazendas, pesca, comércio, serviços) e os aspectos naturais (e.g. escoamento superficial, animais e plantas) compartilham esse espaço geográfico. Uma vez que as atividades antrópicas e os aspectos naturais estão intimamente conectados, para que haja um efetivo gerenciamento ambiental faz-se necessário tanto o reconhecimento dessas relações, quanto os seus limites (Burroughs, 2011). Nesse contexto, Ferrier *et al.*, (2010) afirmam que as atividades de uso da terra, particularmente agricultura e produção de biocombustíveis, atividades florestais, drenagem do solo para urbanização e processos industriais, influenciam a qualidade e a disponibilidade da água. Atividades aquáticas, como navegação, projetos de contenção de inundações e retificação de canais, afetam a qualidade do ambiente aquático, sendo que os rios, lagos e áreas úmidas estão sob constante pressão oriunda de fontes de poluição decorrentes dos usos da terra, alterações morfológicas na paisagem e perda de conectividade entre os diferentes ambientes, além de diversos outros impactos de origem antrópica. Walling (1999) chamou atenção para as alterações do uso da terra, particularmente o aumento das áreas agrícolas e a retirada da cobertura florestal, aumentando as taxas de erosão do solo, apesar de evidências de que os rios poderiam apresentar capacidade de absorver essas mudanças na disponibilidade de sedimentos para a bacia.

Para Meybeck & Vorosmarty (2005) o nível de transformação antropogênica dos sistemas hídricos estaria atingindo um nível no qual o ciclo hidrológico seria mais controlado por fatores antrópicos do que naturais, como o clima, relevo ou litologia, pelo menos em áreas com significativas populações. A alteração dos fluxos hidrológicos fluviais no último século é observada em toda a Terra, com os seus impactos não sendo completamente conhecidos e, conseqüentemente, ainda não considerados nas iniciativas de gestão integrada de recursos hídricos.

No processo de conhecimento e descrição das relações entre as origens e conseqüências dos problemas ambientais, faz-se necessário demonstrar a conectividade existente entre o ecossistema, por meio dos indicadores biofísicos, e a sociedade. A avaliação da eficácia das respostas de gestão deve ser baseada no conceito de causalidade, o qual pressupõe que as atividades humanas exercem pressões sobre o ecossistema, alterando a qualidade e quantidade dos recursos naturais (que influenciam diretamente ao bem-estar humano) (EEA, 1999). A sociedade, por sua vez, responde a estas mudanças por meio de ações e políticas ambientais, econômicas e setoriais (Ledoux *et al.*, 2005). O Conselho Nacional de Pesquisa dos EUA ao destacar ao destacar a importância do conhecimento e entendimento desses processos, afirma que há uma grande necessidade de transpor o conhecimento científico para efetivas políticas públicas e estratégias de gestão (National Research Council, 2003). Para isso, é necessário o entendimento dos complexos processos associados à eutrofização nas bacias hidrográficas e estuários para adoção de técnicas e ações mais efetivas para redução e prevenção da poluição por nutrientes e os impactos ambientais associados.

Para Soranno *et al.*, (2014), a troca de dados e informações em estudos ambientais é fundamental para integrar as pesquisas acadêmicas com o crescente aumento da conscientização ambiental, favorecendo a elaboração de políticas públicas ambientais, que demandam uma abordagem na qual a integração e difusão da informação ambiental é indispensável. Alber (2002) afirma já haver um considerável progresso no sentido de considerar o padrão de afluxo de águas para estuários e os processos hidrológicos e biogeoquímicos. O autor ressalta ainda que é essencial considerar padrões de aporte dos fluxos hidrológicos no contexto do gerenciamento integrado de bacias, para metas das políticas de proteção aos recursos estuarinos.

Assim, é necessária uma abordagem que inclua as complexas interações entre a sazonalidade dos fluxos, os corredores ecológicos e os habitats, permanentes e efêmeros, assim como a interação entre os habitats e a fauna, seja a terrestre, a existente na vegetação ciliar e na vegetação aquática propriamente dita. A abordagem ecossistêmica se apresenta como um

componente fundamental do planejamento e gestão da bacia hidrográfica (Ferrier *et al.*, 2010). Neste contexto, a perspectiva ecossistêmica surgiu como o paradigma contemporâneo para a gestão de recursos naturais e o meio ambiente, superando a abordagem na qual os esforços de gestão eram baseados em abordagens setoriais (e.g. pesca, exploração mineral, etc.) que resultavam em governanças diferenciadas para cada tipo de uso (Olsen *et al.*, 2009). Esses autores destacam ainda que a prática da gestão ecossistêmica reconhece que tanto o ecossistema, quanto a população associada, deveriam ser considerados simultaneamente, destacando que as comunidades humanas, assim como a comunidade biótica, são interdependentes e interagem com os seus ambientes físicos para formar distintas unidades ecológicas chamadas ecossistemas. Para UNEP (2009) a abordagem ecossistêmica é uma estratégia voltada ao manejo integrado da terra, água e recursos vivos, assegurando a disponibilidade dos serviços dos ecossistemas de maneira equitativa. A abordagem ecossistêmica requer um gerenciamento adaptativo, compatível com a complexa e dinâmica natureza dos sistemas socioambientais. Com a abordagem baseada nos serviços dos ecossistemas é possível adicionar eficácia à gestão integrada de bacias hidrográficas, ao integrar as considerações sobre o bem-estar humano nas decisões sobre o gerenciamento dos recursos naturais (Maynard *et al.*, 2015). A incerteza sobre os processos dos sistemas socioambientais afeta a tomada de decisões, uma vez que as relações de causa e efeito podem não estar totalmente estabelecidas cientificamente. Essa questão se torna ainda mais complexa decorrente do fato que os sistemas humanos e naturais estão acoplados (*Coupled Human and Natural Systems* -CHANS) (Liu *et al.*, 2007), possuindo complexas interações. Essa complexidade de relacionamentos, que incluem efeitos e *feedbacks* recíprocos, homem-natureza e natureza-homem, desafiam os pressupostos tradicionais de planejamento, gestão e estratégias para os recursos naturais e o meio ambiente, pois as pessoas e a natureza interagem mutuamente em diversos níveis organizacionais, formando complexas cadeias de relacionamentos. Para Wohl *et al.*, (2012), o entendimento da dinâmica do CHANS irá determinar o futuro dos ciclos hidrológicos em trópicos húmidos.

Ferrier *et al.*, (2010) destacam ainda que ao adotarem a abordagem ecossistêmica, estudos confirmam a relação entre o funcionamento das bacias hidrográficas, rios, estuários e sistemas das águas costeiras marinhas. Já estudos voltados a transferência de energia e materiais comprovaram que a qualidade das águas e rios, assim como o funcionamento dos ecossistemas marinhos e de água doce, são dependentes da condição da cobertura florestal e do uso e gestão da terra em bacias hidrográficas. Para Meybeck & Vorosmarty (2005) os usos da terra e das águas, assim como os resíduos gerados pelas atividades humanas, estão alterando

profundamente a produção de materiais originados da ação dos rios, assim como a sua transferência ao longo dos sistemas fluviais, havendo aceleração dos ciclos biogeoquímicos (e.g. erosão, fixação de N₂, transferência de metais). Entretanto, na bacia hidrográfica, a existência de filtros, naturais (e.g., lagos, áreas úmidas) ou antropogênicos (e.g., represas), podem limitar ou reverter essa aceleração. Nesse contexto Ledoux *et al.*, (2005) afirmam que a estimativa dos fluxos de nutrientes e contaminantes nas bacias hidrográficas, assim como a avaliação das políticas implantadas para melhoria da qualidade das águas na zona costeira, seriam componentes essenciais de um plano de gerenciamento de bacias. Para o National Research Council (2003), uma vez que o excesso de nutrientes se apresenta como um problema complexo e variado que ocorre em diferentes escalas geográficas, soluções para os problemas, particularmente eutrofização, necessitam de uma coordenação e articulação dos esforços locais, estaduais, regionais e nacionais, além do envolvimento dos atores sociais. Em complementação a esse contexto, Nielsen *et al.*, (2003) afirmam ser fundamental que as instituições envolvidas na gestão dos ecossistemas estuarinos conheçam melhor as relações entre os padrões dos fluxos hidrológicos, a dinâmica halina e os impactos ambientais nos estuários, como subsídios às ações de gestão. O conhecimento de como a combinação de alterações nos fluxos hidrológicos e da salinidade afetam os rios e as áreas alagadas é fundamental, o que possibilitaria aos gestores prever as consequências das ações de governança a serem implantadas.

Para Ferrier & Jenkins (2010) seria essencial o entendimento das atuais e futuras pressões sobre os usos da terra e das águas na bacia hidrográfica, de modo a identificar as demandas competidoras pelos recursos, analisando o contexto, local, regional ou global, além do histórico de planos, programas e projetos anteriores. É importante considerar as dimensões social, ética e política das opções de uso e gestão, uma vez que a gestão de recursos hídricos no contexto de bacias hidrográficas, não necessariamente, coincide com os limites administrativos, institucionais ou nacionais. Quando o aumento da demanda de água é avaliado em conjunto com o fato de que muitos dos corpos d'água existentes apresentam sinais de degradação decorrentes de usos históricos, tem-se uma potencial crise global. Deve-se levar em consideração incertezas decorrentes das mudanças climáticas, o que torna premente a necessidade de estratégias apropriadas para o gerenciamento integrado de recursos hídricos, em nível de bacias hidrográficas, abrangendo das nascentes à foz e áreas costeiras adjacentes, incluindo tanto os usos da terra como das águas (Ferrier & Jenkins, 2010). Coccossis *et al.*, (1999) destacam a necessidade de desenvolver novas estruturas de gerenciamento e instrumentos que levem em conta a íntima relação funcional existente entre a zona costeira e a sua bacia de drenagem, de modo a direcionar e controlar o desenvolvimento econômico e social, uma vez

que a gestão baseada somente nos limites administrativos e as estruturas de governança tradicionais não se mostram mais eficientes.

Para Crossland *et al.*, (2005) a pressão populacional na zona costeira é o maior desafio para o gerenciamento costeiro e as agências de planejamento. Na zona costeira as pressões antrópicas são diversificadas em tipo e intensidade, ocorrendo, geralmente, ao longo de grandes distâncias geográficas decorrentes de setores como turismo, transporte e outras relações comerciais. Esses autores ressaltam, ainda, que numerosas forças naturais e antrópicas influenciam os ecossistemas costeiros, com efeitos diretos e indiretos, modificando vários aspectos relacionados a sociedade (e.g. serviços marítimos, risco naturais e segurança pública, saúde pública, saúde dos ecossistemas e recursos vivos). Ao destacar o estuário como sistema em comum na gestão dos recursos hídricos e costeiros, Nicolodi *et al.*, (2009), assim como Santana & Barroso (2014), ressaltam que a sustentabilidade da zona costeira demanda abordagens integradas de gestão ambiental, que possibilitem a incorporação do gradiente flúvio-estuarino, além das diversas atividades humanas desenvolvidas nas bacias hidrográficas costeiras. Scherer *et al.*, (2014) reforçam a necessidade de aplicação dessa configuração, com essa abordagem se mostrando necessária, visando alcançar o Gerenciamento Costeiro Integrado, em vez de uma gestão de diferentes atividades e conflitos baseada em uma abordagem setorial.

Assim, o gerenciamento de ecossistemas costeiros demanda uma filosofia holística e prática em oposição a uma visão fragmentada, na qual a diferenciação das alterações induzidas pelo homem, daquelas resultantes dos processos naturais, permanece um desafio. Esses problemas são decorrentes da intrínseca complexidade das funções naturais e das interações biogeoquímicas, assim como da inerente complexidade e escala das relações antrópicas, além das sinergias, retroalimentações e desconexões nas escalas de integração e relações entre o ecossistema natural e a socioeconomia, numa paisagem altamente heterogênea que é a zona costeira (Crossland *et al.*, 2005).

Neste contexto surge o conceito de Gestão Integrada de Recursos Hídricos (*Integrated Water Resources Management - IWRM*), definido como “um processo que promove o desenvolvimento e o gerenciamento coordenado da terra, água e recursos relacionados, de modo a maximizar o bem-estar econômico e social de maneira equilibrada sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais” (Global Water Partnership, 2000). O IWRM possui os seguintes princípios:

- A água doce é um recurso finito e vulnerável;
- O desenvolvimento e manejo dos recursos hídricos deve ser baseado em uma abordagem participativa;

- As mulheres possuem um papel central na armazenamento, manejo e proteção das águas;
- As águas possuem um valor econômico em todos os seus usos concorrentes e devem ser reconhecidas como um bem econômico.

Contribuindo no processo de gestão, IOC (2006) apresenta uma série de indicadores para a avaliação da performance da governança em programas de gestão integrada de sistemas costeiros e oceânicos. A utilização desses indicadores é útil para medir a performance das respostas previstas para mitigar as pressões antrópicas nesses sistemas. Assim como para mensurar o progresso e a qualidade do processo de governança em si, ou seja, o quanto o programa está atingindo os problemas que demandaram a sua implantação. O uso desses indicadores é particularmente útil na definição de objetivos confiáveis e metas de performance relacionadas, assim como na avaliação dos progressos alcançados. Os indicadores permitem quantificar a performance dos componentes dos programas com foco nos usos conservacionistas e socioeconômicos dos sistemas costeiros e oceânicos, uma vez que são direcionados às variáveis relacionadas aos *inputs*, processos, produtos, resultados e impactos dos programas de gestão integrada.

Ferrier *et al.*, (2010) destacam ainda o fato de que deve-se reconhecer que a gestão de recursos hídricos geralmente gera uma coordenação que ultrapasse limites políticos, administrativos ou mesmo nacionais, criando a necessidade de uma governança transfronteiriça. O processo de governança envolve a negociação das políticas públicas e planos e a subsequente tomada de decisão, assim como monitoramento, capacitação e a sua aplicação, com o objetivo principal sendo a criação e sustentação de um processo de governança que seja justo, transparente e com a participação de todos atores interessados (Olsen *et al.*, 2007). Olsen *et al.*, (2009) afirmam, ainda, que as iniciativas de governanças ecossistêmicas para serem efetivas devem ser sustentáveis por longos períodos de tempo, preferencialmente décadas. Também devem ser capazes de adaptação em função de mudanças nas condições locais e propiciar os mecanismos para estimular ou requerer formas específicas de uso dos recursos e comportamentos colaborativos entre os usuários e as instituições. Para esses autores, ao apresentar avanços e alterações através de ciclos integrados de planejamento, implementação e revisão, a governança ecossistêmica se apresentaria como a transição do tradicional planejamento setorial para uma abordagem holística baseada na interação entre setores, dentro e entre ecossistemas.

No presente trabalho é fundamental que as experiências e modelos internacionais de gestão integrada ecossistêmica, possam ser entendidos e permitam o enfoque local, no caso para o SEBV e bacias hidrográficas tributárias. Neste sentido, Crossland *et al.*, (2005) assim como Salomons *et al.*, (2005), ressaltam que a maioria das pressões causadoras de alterações ambientais na zona costeira são originadas nas bacias hidrográficas, através do aporte de água e materiais, de modo que a zona costeira e suas bacias de drenagem devem ser consideradas como um sistema único. O conhecimento dos aspectos institucionais, da evolução do uso da terra, características socioeconômicas e de gestão com atuação nos recursos hídricos é fundamental para entender essas relações. Nesse contexto torna-se necessário analisar como a sociedade vem evoluindo e utilizando os recursos hídricos, assim como os planos e programas e a estrutura governamental implantados e os reflexos na manutenção da qualidade e disponibilidade dos fluxos hidrológicos.

4.2. METODOLOGIA

As etapas desenvolvidas para caracterização dos aspectos sócioeconômicos (população, Produto Interno Bruto - PIB, produção econômica, Índice de Desenvolvimento Humano - IDH, saneamento), evolução do uso da terra e governança estão apresentadas no fluxograma na Figura 47.

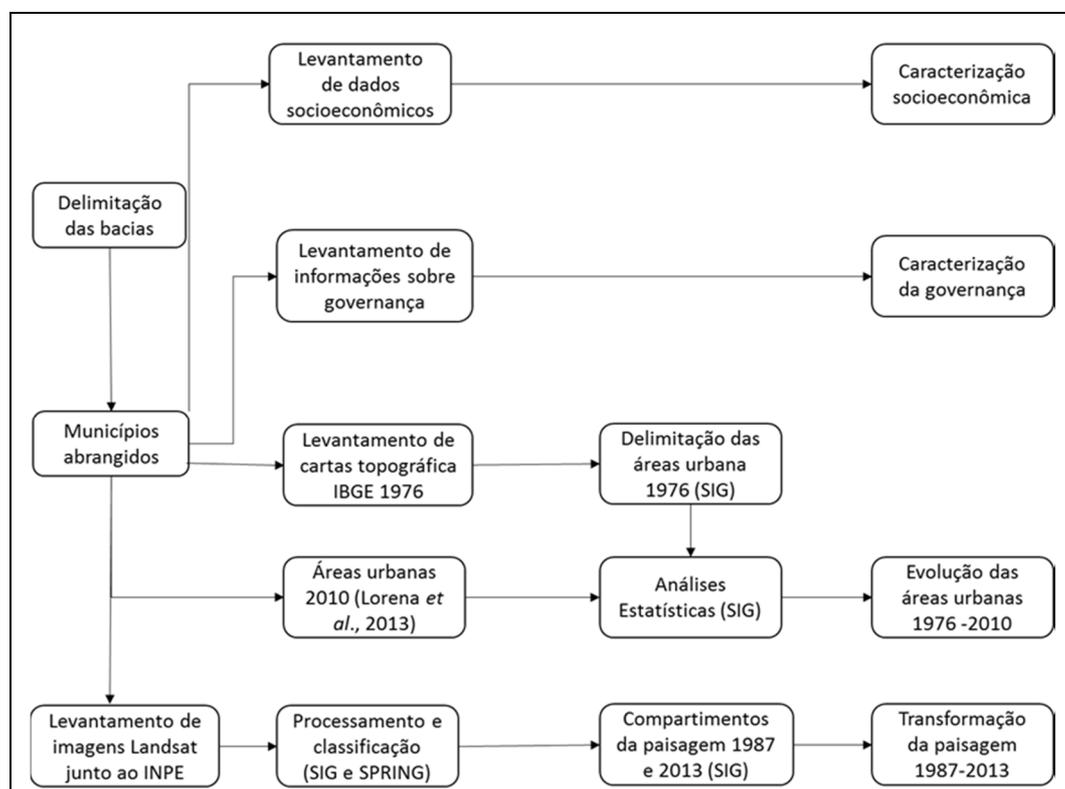


Figura 47: Fluxograma das etapas desenvolvidas para caracterização da socioeconomia e governança do contínuo flúvio-estuarino.

4.2.1. Dados socioeconômicos

A partir da delimitação das bacias tributárias ao SEBV, conforme detalhado no Capítulo 2, foram identificados os limites políticos administrativos aos quais as bacias pertencem, o que permitiu direcionar a identificação e análise dos dados socioeconômicos, fundamentando a base de informações sobre a área de estudo.

Os dados foram obtidos em fontes secundárias disponíveis, os censos demográficos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE com a população referente aos anos de 1970, 1980, 1991, 2000 e 2010, estatísticas econômicas estaduais (Produto Interno Bruto - PIB e produção econômica) produzidas pelo Instituto Jones dos Santos Neves – IJSN, relativas ao período 1999 a 2010, Atlas Brasil e IJSN, informações sobre o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal - IDHM e Censo 2010 (IBGE) e Companhia Espírito Santense de Saneamento – CESAN, informações sobre saneamento. Uma vez que os dados da população anteriores a 2010 estavam agregados por município, não foi possível apresentar a evolução populacional por bacia hidrográfica. A população das bacias referente ao ano de 2010 é apresentada no Capítulo 2.

O IDHM constitui um índice sintético que abrange um conjunto de indicadores (renda, longevidade e educação), com o objetivo de mensurar a qualidade de vida da população regional. A variação do índice é de 0 a 1, e quanto mais próximo da unidade, melhor a situação do município. A classificação de acordo com o IDH foi a adotada pelo Atlas Brasil (2015) (Tabela 63).

Tabela 63: Faixas de desenvolvimento humano (Atlas Brasil, 2015).

Classificação	Valor do IDH
Muito Alto	0,800 - 1,000
Alto	0,700 - 0,799
Médio	0,600 - 0,699
Baixo	0,500 - 0,599
Muito Baixo	0,000 - 0,499

A Tabela 64 resume as informações das bases de dados utilizadas.

Tabela 64: Base de dados socioeconômicos utilizada.

Dado	Instituição*	Período abrangido
População	IBGE	Décadas de 1970, 1980, 1991, 2000 e 2010
PIB e Produção econômica	IJSN	1999 a 2010
IDHM	IJSN e Atlas Brasil	1991, 2000 e 2013
Saneamento	IBGE e CESAN	2010 e 2015

*IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. www.ibge.gov.br

*IJSN: Instituto Jones dos Santos Neves. <http://www.ijsn.es.gov.br>

*Atlas Brasil: Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. <http://www.atlasbrasil.org.br>

*CESAN: Companhia Espírito Santense de Saneamento. <https://www.cesan.com.br>

4.2.2. Evolução do Uso da Terra (1980-2010).

As imagens do satélite LANDSAT 5 TM e LANDSAT 8 ETM⁺ para as décadas de 1980, 90, 2000 e 2010 foram levantadas junto ao acervo da Divisão de Geração de Imagens – DGI do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. A proposta inicial era fazer o levantamento e classificação a partir da década de 70, mas não foram identificadas imagens que permitissem o tratamento e classificação. As imagens selecionadas são apresentadas na Tabela 65.

Tabela 65: Imagens selecionadas para o processamento.

Satélite	Sensor	Bandas	Resolução espacial	Data da passagem
LANDSAT 5	TM	3, 4 e 5	30 m	20/09/1987
LANDSAT 5	TM	3, 4 e 5	30 m	19/03/1996
LANDSAT 5	TM	3, 4 e 5	30 m	14/06/2002
LANDSAT 8	ETM ⁺	4, 5 e 6	30 m	23/09/2013

As imagens selecionadas foram processadas em ambiente ESRI ArcGIS 10.1. As bandas foram primeiramente agrupadas através da ferramenta *Composit Bands*, criando assim um único *Raster Dataset* composto pelas 3 bandas espectrais. Em seguida, as cenas foram recortadas utilizando a função *Extract by Mask*, tendo como máscara um polígono que delimita toda a área de drenagem para o SEBV. A imagem (com resolução de 30 metros e formato .tiff) recortada foi então exportada para o ambiente INPE Spring 5.2.3 para posterior classificação supervisionada.

Uma vez que não foram realizadas visitas de campo para a definição das classes de uso e cobertura da terra, foram utilizadas visualizações do Google Earth para maior resolução na visualização, o mapeamento de uso da terra de 2010 (Lorena *et al.*, 2013), fotografias aéreas (IEMA, 2008) e características dos alvos (textura e cor) nas imagens LANDSAT.

Para a classificação supervisionada foram definidas as seguintes classes de uso, conforme compartimentos da paisagem (Odum & Odum, 1972): sistemas naturais (agrupamento de floresta, mangue, restinga, áreas úmidas e afloramentos rochosos), seminaturais (agrupamento de agricultura, pastagem e reflorestamento) e urbano-industriais (agrupamento de áreas urbanas, solo exposto). Conforme Brites *et al.*, (2012) a classificação supervisionada produz índices de exatidão mais elevados.

Para a classificação das imagens orbitais foi utilizado o algoritmo de classificação supervisionada Bhattacharyya (Brites *et al.*, 2012). O algoritmo mede a distância Bhattacharyya para determinar a separabilidade estatística entre um par de classes espectrais, ou seja, distância média entre as distribuições de probabilidades das classes para agrupar regiões. Conforme esses autores, distância Bhattacharyya não é uma distância euclidiana (i.e., distância matemática entre dois

pontos), trata-se de uma distância calculada a partir da análise das médias e das covariâncias das amostras

Com a etapa de classificação concluída, a elaboração final dos mapas com os compartimentos da paisagem foi executada no software ESRI ArcGIS 10.1. A quantificação da evolução com base nas áreas (m²) dos compartimentos da paisagem ao longo das décadas, assim como as respectivas taxas de alteração, foi feita utilizando a ferramenta *Zonal Statistics as Table* do módulo *Spatial Analyst Tool/Zonal* do software ESRI ArcGIS 10.1.

Após o tratamento e classificação das imagens, na comparação entre as imagens de 1987 e 2013 constatou-se uma pequena variação nas áreas dos diferentes compartimentos da paisagem. Assim, optou-se em analisar os resultados somente referentes a esses dois períodos.

Para análise da evolução das manchas urbanas, foram utilizados os mapeamentos existentes para os anos de 1978 e 2010. As manchas urbanas de 1978 foram obtidas a partir da digitalização das informações existentes nas cartas do IBGE na escala 1:50.000, folhas topográficas do mapeamento sistemático, edição 1978: Vitória, SF-24-V-B-I-3; Serra, SF-24-V-B-I-1 e Santa Leopoldina, SF-24-V-A-III-2, que abrangiam a totalidade das bacias hidrográficas tributárias do SEBV. Os dados das manchas urbanas de 2010 foram obtidos no mapeamento de uso da terra elaborado por Lorena *et al.*, (2013), a partir de classificação supervisionada de imagens de satélite LANDSAT 5 TM e verificação com ortofotos esc. 1:15.000, dos anos 2007-2008 (IEMA, 2008). Somente foram utilizadas as informações de áreas urbanas, por apresentarem uma delimitação mais precisa nas folhas topográficas utilizadas. A análise do crescimento das áreas urbanas dos municípios das bacias hidrográficas do SEBV permite quantificar a intensidade do processo de urbanização, assim como a sua distribuição espacial ao longo das bacias.

4.2.3. Governança.

O levantamento de informações sobre a governança de gestão integrada de recursos hídricos no contínuo flúvio-estuarino nas bacias tributárias do SEBV priorizou os seguintes aspectos: mapeamento dos atores envolvidos, identificação e avaliação da efetividade dos instrumentos de gestão e dos atores sociais (sobreposição e articulação).

As informações sobre o mapeamento dos atores envolvidos e identificação dos instrumentos de gestão foram obtidas em fontes secundárias disponíveis, tais como Perfil dos Municípios Brasileiros (IBGE) referente ao ano de 2013, documentos do Instituto Estadual de Recursos Hídricos e Meio Ambiente – IEMA e Agência Estadual de Recursos Hídricos – AGERH. No caso das prefeituras, as pesquisas foram voltadas a identificar a estrutura administrativa existente,

com ação/atribuições em recursos hídricos/meio ambiente, tendo como base bibliografia disponível e consulta a sites oficiais.

Os programas identificados foram avaliados em relação a efetividade em nível de *baixa (B)*, *média (M)* e *alta (A)* significância, tendo como base critérios de qualificação propostos por Ohl *et al.*, (2009), a saber: potencial de prevenção e/ou correção de dano à biodiversidade, área geográfica de abrangência, tempo decorrido entre a elaboração e implantação do programa e impactos na conscientização da população. Dessa forma foi possível identificar as ações mais eficientes, avaliar se o período de execução das políticas, planos e programas está sendo adequado e qual o nível de governança mais adequado para que as ações possam ser implementadas. Como critério geral de avaliação foi utilizado o efeito causado ao longo do sistema flúvio-estuarino da Baía de Vitória pelo programa de governança implantado.

4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO.

4.3.1 Evolução dos indicadores socioeconômicos. 1970 a 2010.

Os municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV são Santa Maria de Jetibá, Santa Leopoldina, Serra, Vila Velha, Cariacica, Viana e Vitória (Figura 48).

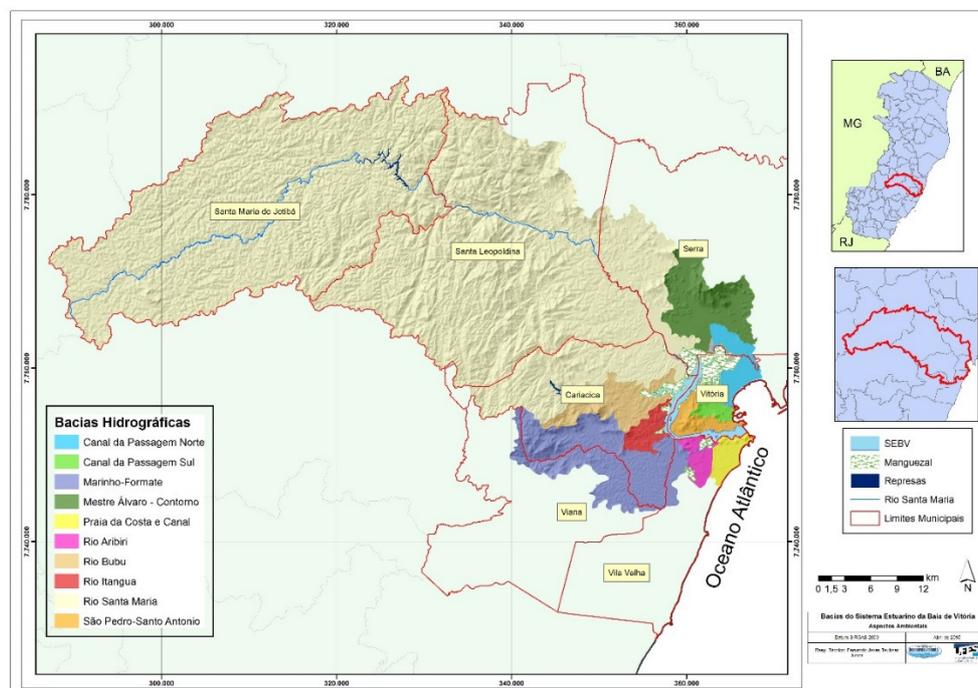


Figura 48: Municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

População

Localizados na região central do estado do Espírito Santo, os municípios de Vitória, Serra, Cariacica, Viana e Vila Velha fazem parte da região Metropolitana da Grande Vitória, a qual inclui ainda os municípios de Fundão e Guarapari. Os municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV representam um total 46 % da população estadual. Os municípios que pertencem a região serrana, Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá, possuem característica demográfica distinta, com cerca de 12 mil habitantes em Santa Leopoldina e 35 mil habitantes em Santa Maria de Jetibá (Tabela 66). Quando comparado com a população total das bacias (1.159.350), conforme apresentado no Capítulo 2, constata-se que a população existente nas bacias tributárias do SEBV representa aproximadamente 72 % da população total dos municípios abrangidos pelas bacias.

Tabela 66: População dos municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV (IBGE, 2011).

Município	População (2010)
Cariacica	348.738
Santa Leopoldina	12.240
Santa Maria de Jetibá	34.176
Serra	409.267
Viana	65.001
Vila Velha	414.586
Vitória	327.801
Total	1.611.809

A população desses municípios, particularmente Vitória, Serra, Cariacica, Viana e Vila Velha, é resultante de um processo que se iniciou com a implantação de projetos industriais a partir da década de 1970, que atraíram para a cidade a população rural capixaba que ficou desempregada após a erradicação dos cafezais nos anos de 1966 e 1967 (Rocha & Morandi, 2012). Houve, ainda, uma considerável migração de outros estados do país, deflagrando o problema do crescimento populacional desordenado. Assim, ao longo das décadas de 1960 a 1980, o conglomerado urbano foi expandindo e os problemas sociais multiplicados.

As mudanças econômicas e sociais causaram também impactos ambientais, sendo que os serviços de saneamento básico (drenagem, abastecimento de água e coleta/tratamento de esgotos) não acompanharam a urbanização. Soma-se a isso a ocupação de áreas de risco com alta declividade ou áreas passíveis de inundação, com manguezais sendo ocupados com moradias em condições precárias, além do aumento da poluição do ar por partículas em suspensão, decorrente da implantação e ampliação dos projetos industriais, enquanto a coleta e disposição dos resíduos sólidos passou a ser um problema de magnitude crescente (AGERH, 2015a). Na Tabela 67 são apresentados os dados referentes a evolução da população dos municípios abrangidos pelas bacias do SEBV no período compreendido entre 1970 e 2010.

Tabela 67: Evolução da população nos municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV. (IBGE, Censos demográficos 1970, 1980, 1991, 2000 e 2010).

Município	População									
	1970	Dp	1980	Dp	1991	Dp	2000	Dp	2010	Dp
Cariacica	101.422	362,7	189.099	676,2	26.6134	951,7	324.285	1.159,6	348.738	1.247,0
Santa Leopoldina	21.911	30,5	24.664	34,4	10.914	15,2	12.463	17,4	12.240	17,0
Santa Maria de Jetibá	*	*	*	*	22.520	30,6	28.774	39,1	34.176	46,5
Serra	17.286	31,6	82.568	150,8	208.439	380,8	321.181	586,7	409.267	747,6
Viana	10.529	33,7	23.440	75,1	41.858	134,1	53.452	171,2	65.001	208,2
Vila Velha	123.742	589,6	203.401	969,2	259.474	1.236,3	345.965	1.648,5	414.586	1.975,4
Vitória	133.019	1.540,9	207.736	2.406,4	253.758	2.939,5	292.304	3.386,0	327.801	3.797,1
Total	407.909	141,2	730.908	253,0	1.063.097	368,0	1.378.424	477,2	1.611.809	557,9

Dp: Densidade da população (hab.km⁻²)

*Santa Maria de Jetibá foi emancipado de Santa Leopoldina somente em 1988.

Na análise dos dados populacionais, a distribuição e concentração da população, os municípios da região serrana apresentam densidade populacional variando entre 17 a 46 hab.km⁻², enquanto a região metropolitana apresenta variações muito maiores, de 208 a até 3.800 hab.km⁻², no caso de Vitória. A evolução da população do município de Serra, que passou de 17.286 para 409.267 habitantes, um incremento de 2.367 % no período, apresentou uma taxa de crescimento de 8 % ao ano (Figura 49), quase o dobro do segundo maior crescimento, que foi em Viana, e muito superior aos demais municípios. Cabe ressaltar, no entanto, que não necessariamente a expansão da população de Serra refletiu em uso e ocupação nas áreas das bacias que drenam para o SEBV.

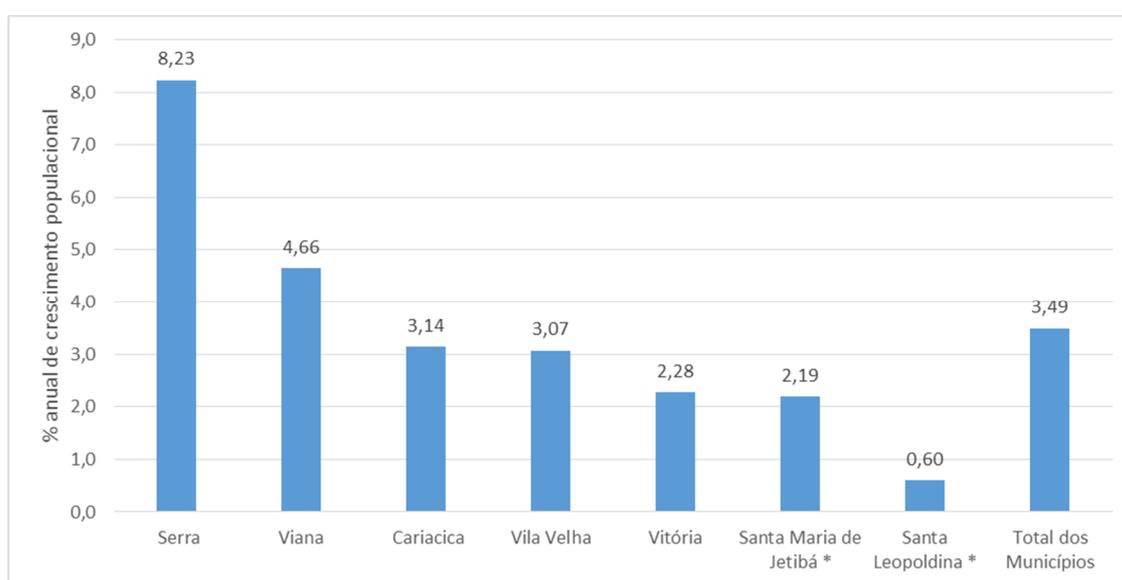


Figura 49: Taxa de crescimento anual da população, 1970 – 2010, nos municípios das bacias hidrográficas.
* calculado a partir dos dados de 1991, em função do desmembramento de Santa Maria de Jetibá

Quando avaliados por décadas, as taxas de crescimento da população apresentam seus maiores valores no período compreendido entre 1970 e 1980, (Figura 50), com a década seguinte ainda apresentando valores elevados, mas com tendência de diminuição, que vem se mantendo ao longo do período estudado. Os maiores incrementos demográficos coincidem com o processo de reformulação da matriz econômica do estado, que resultou em diversificação e modernização, além da implantação de diversos projetos industriais na região da Grande Vitória (Rocha & Morandi, 2012).

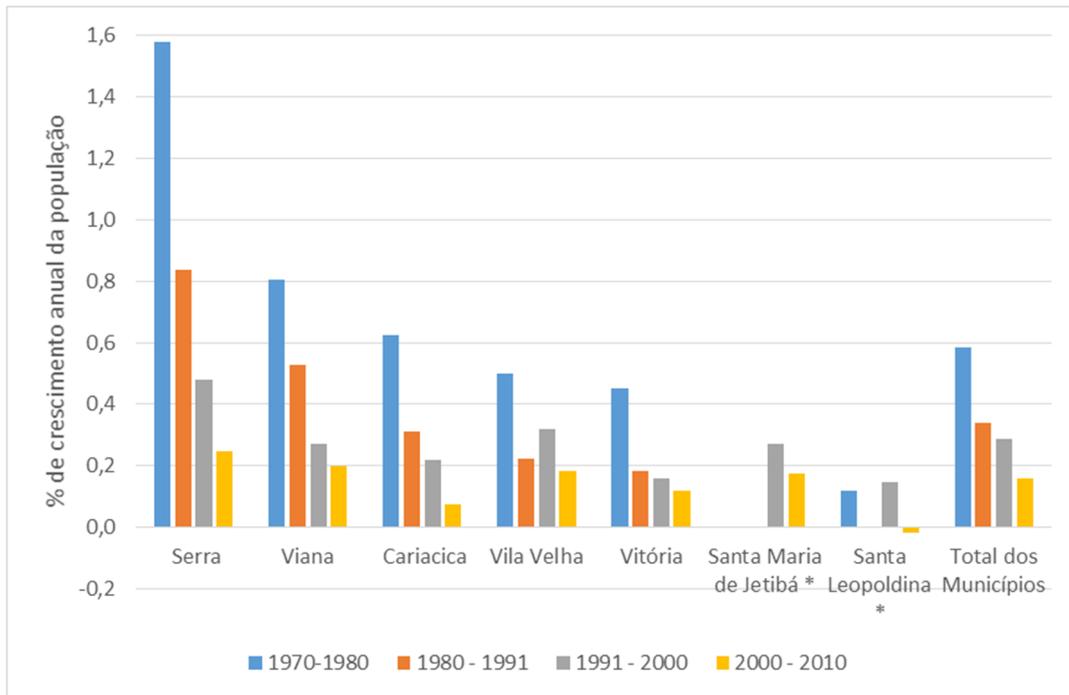


Figura 50: Taxa de crescimento anual da população, segmentado por décadas, nos municípios das bacias hidrográficas.

* Santa Maria de Jetibá foi calculado a partir dos dados de 1991, em função do desmembramento de Santa Leopoldina.

O incremento populacional é um fator de pressão ambiental junto aos recursos hídricos das bacias tributárias do SEBV, em função do conseqüente aumento do consumo de água para atendimento à população. Conforme apresentado no Capítulo 2, do total captado nas bacias tributárias, 71,0 % são destinados ao abastecimento público (AGERH, 2015a; CESAN, 2015b.). No caso do município de Serra, o Rio Santa Maria da Vitória – SMV é o manancial de abastecimento, atendendo à demanda doméstica e industrial, com a indústria sendo atividade de destaque na economia municipal e estadual. Há ainda a transposição de bacia, uma vez que somente 15,0 % da área do município Serra está contida na bacia do SMV, que atende a 100 % do consumo municipal. Até o ano de 1983 o município de Serra possuía um outro manancial de abastecimento, a Lagoa Jacunem, quando os sistemas de captação e tratamento convencional foram desativados. A desativação foi decorrente de processo de eutrofização artificial, em função de aporte de efluentes domésticos e industriais, lançados diretamente ou indiretamente por meio de córregos (Duarte *et al.*, 2012).

Produto Interno Bruto - PIB

As atividades econômicas desenvolvidas nas bacias hidrográficas estudadas configuram dois cenários espaciais, onde se destacam as atividades urbano-industriais dos municípios pertencentes à Região Metropolitana de Vitória e a atividade agropecuária dos municípios que compõem parcela da região serrana. A Região Metropolitana constitui a região mais dinâmica e significativa da economia do Estado, formando um conglomerado urbano-industrial que concentra o maior volume de investimentos públicos e privados. A região serrana tem por base vocação agropecuária, em especial de café, milho, feijão, arroz, banana, cana-de-açúcar, aipim, mandioca, hortaliças e frutas, além da atividade turística (AGERH, 2015a). Essa dinâmica se reflete na participação dos municípios das bacias hidrográficas tributárias do SEBV no PIB estadual, aonde quatro são os primeiros colocados no estado, Vitória (1º, PIB de R\$ 24.969.295 mil), Serra (2º, PIB de R\$ 12.703.017 mil), Vila Velha (3º, PIB de R\$ 6.978.690 mil) e Cariacica (4º, PIB de 4.904.147 mil), enquanto Santa Leopoldina situa-se na 54ª posição (PIB de R\$ 117.610 mil). A concentração econômica fica ainda mais evidente com a informação que os cinco primeiros municípios (Anchieta incluso) concentram em torno de 65 % da economia estadual (Tresinari, 2012). É evidente a capacidade da indústria e serviços na geração de riqueza, assim como a evolução de Santa Maria de Jetibá, que passou da 20ª posição em 1999 para a 15ª em 2010, resultante da expansão da atividade agropecuária, particularmente avicultura (AGERH, 2015a; IJSN, 2015).

A Tabela 68 apresenta o valor da participação de cada um dos municípios estudados no total do PIB estadual, tendo como destaque positivo Vitória, que responde por mais de 30 % do PIB do estado.

Tabela 68: Participação dos municípios no PIB Estadual em % - 1999 a 2010 (IJSN, 2015).

Nome do município	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Cariacica	5,3	5,3	5,6	5,5	5,4	5,0	5,0	4,6	5,0	5,2	5,8	6,0
Santa Leopoldina	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1
Santa Maria de Jetibá	0,5	0,6	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,8	0,7
Serra	12,4	12,6	14,6	14,9	15,3	17,1	15,2	17,3	17,2	15,5	17,3	15,5
Viana	1,3	1,3	1,3	1,4	1,7	1,3	1,4	1,1	1,1	1,3	1,3	1,2
Vila Velha	9,9	9,9	10,1	9,7	9,9	9,3	7,6	7,5	7,7	7,9	9,1	8,5
Vitória	29,4	28,8	29,0	28,7	27,1	29,4	33,5	31,2	31,7	33,1	29,6	30,4

A contribuição de cada município permanece praticamente constante ao longo do período analisado, com as principais contribuições sendo oriundas de três municípios, Vitória com quase um terço do volume do PIB do estado do Espírito Santo, Serra com 15,5 % e Vila Velha com 8,5 %.

No entendimento da riqueza gerada pelos municípios em relação a população, foram analisadas as evoluções de PIB *per capita* (Tabela 69).

Tabela 69: PIB Municipal per capita em R\$ - 1999 a 2010 (IJSN, 2015).

Nome do Município	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Cariacica	3.167	3.796	4.056	4.368	4.870	5.752	6.598	6.746	8.546	10.005	10.534	14.055
Santa Leopoldina	4.001	4.375	3.979	3.745	4.559	5.569	6.050	6.730	8.520	8.394	8.583	9.597
Santa Maria de Jetibá	3.677	4.462	4.531	4.323	6.466	6.658	9.165	10.064	11.657	12.730	15.660	16.561
Serra	7.782	8.948	10.507	11.411	13.131	18.514	18.750	23.152	27.000	27.191	28.496	31.034
Viana	4.770	5.384	5.586	6.671	8.967	8.878	10.750	9.766	12.082	15.617	14.682	15.041
Vila Velha	5.913	6.555	6.797	7.045	8.127	9.635	9.113	9.747	11.848	13.520	14.609	16.840
Vitória	20.633	22.737	23.640	25.432	27.562	38.183	50.421	51.961	60.592	72.737	61.791	76.722

O menor crescimento ocorreu em Santa Leopoldina, evidenciando que o processo de desenvolvimento foi conduzido principalmente pelos municípios localizados na região metropolitana de Vitória (AGERH, 2015a). Santa Maria de Jetibá se destaca positivamente também, com uma evolução econômica sendo reflexo da expansão das atividades agropecuárias, particularmente as atividades ligadas a avicultura. Essa característica deve ser ressaltada, considerando o potencial que esse tipo de atividade possui na geração de nitrogênio e fósforo e a eventual disponibilização para a rede fluvial da bacia do Rio Santa Maria da Vitória, conforme resultados apresentados no Capítulo 3.

A evolução do PIB per capita mostra uma alteração no ranking estadual, no qual Vitória, apesar de ter o maior valor de PIB, cai para o 3º lugar, com Anchieta em 1º e Presidente Kennedy em 2º. A situação de Anchieta e Presidente Kennedy é decorrente da produção comercial de petróleo e pelotas de minério de ferro. Os demais municípios das bacias tributárias do SEBV estão classificados entre os vinte primeiros, com exceção de Santa Leopoldina, que ocupa a 49ª posição, apresentando uma pequena melhora no ano de 2010 (Tabela 70). Essa variação de posição ao longo do período estudado pode ser observada na Tabela 70, que apresenta a posição dos municípios no ranking do PIB *per capita* estadual. Neste caso chama atenção as melhoras nos municípios de Santa Maria de Jetibá, que passou da 39ª para a 12ª posição e Cariacica, passando da 53ª para a 20ª posição, indicando uma melhora substancial na economia desses municípios. Essa evolução foi reflexo da ampliação do setor de serviços e indústria em Cariacica e o setor agropecuário em Santa Maria de Jetibá (AGERH, 2015a).

Tabela 70: Posição dos municípios no ranking estadual do PIB *per capita* (IJSN, 2015).

Nome do Município	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Vitória	1	2	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3
Serra	4	4	4	4	5	5	5	4	5	5	4	5
Vila Velha	8	11	8	11	11	11	19	24	22	15	13	11
Santa Maria de Jetibá	39	37	30	43	17	26	18	19	23	19	10	12
Viana	19	20	16	12	6	13	12	22	21	12	12	16
Cariacica	53	53	43	41	43	43	40	45	44	33	28	20
Santa Leopoldina	32	39	45	57	53	49	46	46	45	49	52	49

A avaliação por setores econômicos permite uma melhor compreensão das cadeias produtivas de cada município, assim como a sua evolução temporal, para os anos de 1999 e 2010 (Tabela 71).

Tabela 71: Contribuição (%) dos principais setores da economia para o PIB dos municípios (IJSN, 2015).

Municípios	Agropecuária		Indústria, construção e SIUP*		Comércio e serviços	
	1999	2010	1999	2010	1999	2010
Cariacica	0,7	0,3	30,8	25,7	68,58	74,0
Santa Leopoldina	54,5	44,3	5,7	6,7	39,8	49,0
Santa Maria de Jetibá	50,4	55,6	7,6	6,2	42,0	38,2
Serra	0,6	0,2	51,7	42,3	47,7	57,5
Viana	4,5	2,4	42,7	31,3	52,8	66,3
Vila Velha	0,3	0,2	32,3	26,0	67,4	73,8
Vitória	0,1	0,1	22,3	33,3	77,6	66,7

* SIUP: Serviços Industriais de Utilidade Pública (Eletricidade, Gás e Água)

Nos municípios da Grande Vitória há predominância das atividades do setor terciário, de comércio e serviços, que contribuem com mais de 45,0 % no PIB, sendo também significativa a participação relativa do setor industrial (em conjunto com construção e serviços de utilidade pública). O destaque é para o município de Serra, que tem na indústria a produção de 42,3 % de seu PIB, com implicações sobre a demanda de água da bacia do SMV. O setor primário (agropecuário) na produção de bens e serviços municipais é destaque em Santa Leopoldina, com 44,3 % e em Santa Maria de Jetibá, com 55,6 %, o que vem a reforçar a preocupação com a eventual produção e disponibilização de nutrientes com potencial para eutrofização dos ecossistemas aquáticos por essas atividades na bacia do SMV. Com relação a evolução temporal, são observadas mudanças na participação dos setores produtivos no período de 1999 a 2010, porém sem alterar o perfil das atividades econômicas dos municípios.

Índice de Desenvolvimento Humano Municipal - IDHM

Para análise da dimensão social dos municípios das bacias hidrográficas tributárias do SEBV foi utilizado o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal – IDHM. Os valores de IDH dos municípios são apresentados na Tabela 72.

Tabela 72: Índice de Desenvolvimento Humano Municipal dos municípios das bacias tributárias do SEBV. (Atlas Brasil, 2015; IJSN, 2015).

Município	IDHM 1991	IDHM 2000	IDHM 2013
Cariacica	0,673	0,750	0,718
Santa Leopoldina	0,636	0,711	0,626
Santa Maria de Jetibá	0,637	0,724	0,671
Serra	0,693	0,761	0,739
Viana	0,658	0,737	0,686
Vila Velha	0,759	0,817	0,800
Vitória	0,797	0,856	0,845

Dos municípios estudados, Vitória e Vila Velha se destacam, com os maiores valores de IDHM, podendo ser classificados como nível Muito Alto de desenvolvimento (Atlas Brasil, 2015; IJSN, 2015), sendo que no oposto encontra-se Santa Leopoldina com o menor IDHM (0,626), entre os municípios, com nível Médio de desenvolvimento.

Saneamento

A destinação dos esgotos domésticos é informação primordial para o entendimento de uma potencial e significativa fonte de nutrientes para o SEBV. Constata-se que as populações das bacias do SEBV ainda apresentam uma grande carência de serviços de tratamento adequado dos efluentes domésticos, conforme indicado na qualidade das águas que aportam no SEBV, demonstrados pelos resultados dos monitoramentos realizados pelo IEMA/AGERH (Tabela 59 e Figura 45), e apresentado no Capítulo 2.

Os resultados do CENSO 2010 (IBGE, 2011) para o saneamento das populações dos municípios das bacias tributárias do SEBV são apresentados na Tabela 73. Cabe ressaltar que os dados do censo 2010 somente apresentam os resultados por municípios, o que leva a algumas limitações na avaliação e extrapolação das informações para as bacias. A associação direta somente pode ser feita com os municípios de Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina, cujas áreas urbanas estão totalmente contidas na Bacia do Rio Santa Maria.

Tabela 73: Destinação de efluentes domésticos nos municípios das bacias tributárias do SEBV (IBGE, 2011).

Município	Rede geral de esgoto ou pluvial (%)		Fossa séptica (%)		Outros (%)		Não tinham (%)	
	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010
Cariacica	64,2	75,9	3,1	4,4	31,3	19,3	1,3	0,3
Santa Leopoldina	6,3	7,0	1,5	17,9	85,6	74,2	6,6	0,9
Santa Maria de Jetibá	9,9	26,2	7,1	19,7	81,3	53,5	1,7	0,5
Serra	62,8	81,5	11,5	4,2	25,0	14,1	0,7	0,2
Viana	54,8	66,9	1,8	3,5	42,4	29,1	1,0	0,5
Vila Velha	66,1	80,1	23,1	6,4	10,2	13,4	0,6	0,1
Vitória	89,5	96,7	8,2	1,5	1,7	1,6	0,6	0,1

Chama atenção os valores de destinação inadequada para os municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá, com 74,2 e 53,5 %, respectivamente, indicando um potencial de contaminação fecal da bacia do Santa Maria por esgotos domésticos, independentemente das menores populações destes municípios. Entretanto, quando confrontados os dados do Censo 2010 com aqueles fornecidos pela Companhia Espírito Santense de Saneamento - CESAN (CESAN, 2015b), Tabela 74, observa-se que o quadro de destinação inadequado dos efluentes domésticos é ainda mais crítico. Na avaliação da CESAN, o universo de atendimento e destinação adequada é ainda menor, com uma média geral de 31,9 % da população dos municípios das bacias hidrográficas tributárias do SEBV sendo atendida com coleta e tratamento de esgoto. Os melhores índices são observados em Vitória, com 66,3 % de atendimento na coleta e tratamento de esgoto.

Tabela 74: Destinação de efluentes domésticos por município, conforme a CESAN (CESAN, 2015b).

Município (Concessão CESAN)	Localidade	% coleta e tratamento de esgoto
Cariacica	Cariacica	30,0
Santa Leopoldina	Santa Leopoldina	0,0
Santa Maria do Jetibá	Santa Maria do Jetibá	55,8
Santa Maria do Jetibá	Alto Rio Poussmouser	0,0
Santa Maria do Jetibá	Garrafão	0,0
Serra	Serra	47,6
Viana	Viana (Bairros)	43,4
Vila Velha	Vila Velha (centro)	43,5
Vitoria	Vitoria	66,3

Esta situação foi alvo de notícias veiculadas na imprensa recentemente (Bourguignon & Fernandes, 2015) que indicavam que o esgoto de aproximadamente 1 milhão de moradores da Grande Vitória, o equivalente a $6,6 \times 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$, ainda era despejado nos corpos d'água sem tratamento. Essa conjuntura se deu apesar do governo do estado ter anunciado em agosto de 2012 o encerramento das obras do Projeto Águas Limpas (AESBE, 2012), que garantiria, por

exemplo, 100 % de esgoto tratado em Vitória. A reportagem de Bourguignon & Fernandes (2015) ratificava a informação de que quase 3 anos depois, somente 65 % dos imóveis de Vitória tem sistema de coleta e tratamento de esgoto. O esgoto despejado sem tratamento nas bacias tributárias do SEBV tem um potencial de aporte de 1.706,3 e 492,4 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente, conforme resultados do Capítulo 3.

4.3.2: Evolução do uso da terra: 1980-2010.

A análise das alterações no uso da terra é fundamental para o entendimento e quantificação da sua evolução, tendo como base as áreas ocupadas pelos diferentes compartimentos da paisagem no período estudado. As diferenças encontradas permitem a quantificação da taxa de alteração, assim como a sua qualificação nos compartimentos da paisagem, indicando quais os fatores indutores dessa transformação. Arastoo & Ghazaryan (2013) destacam que a partir de uma década pode ser considerada uma escala de tempo adequada para a identificação das alterações no uso e cobertura da terra decorrente das atividades antropogênicas.

Os resultados da classificação das imagens são apresentados na Figura 51 e Tabela 75.

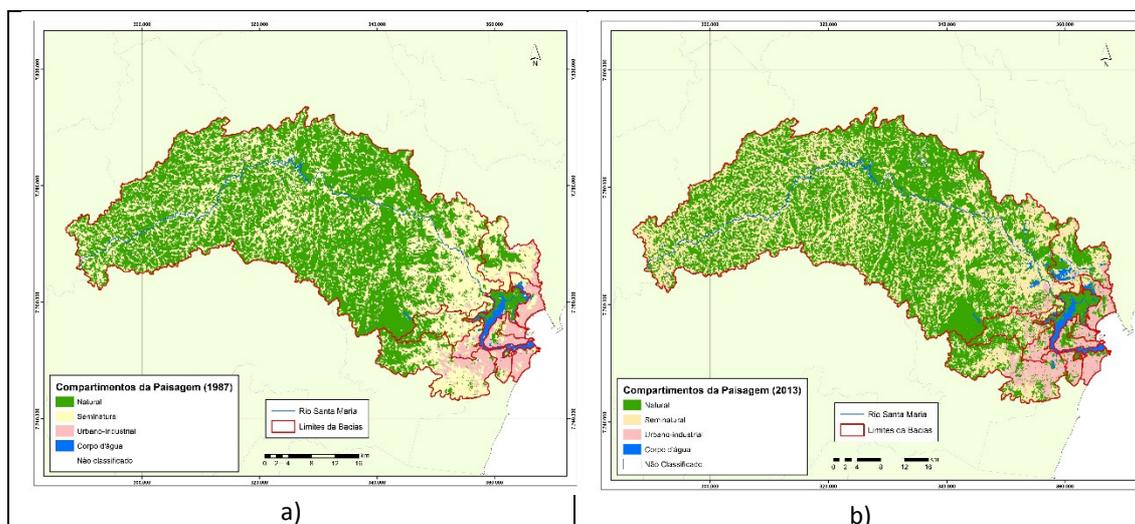


Figura 51: Compartimentos da paisagem nos anos de 1987 (a) e 2013 (b), nas bacias tributárias do SEBV.

Tabela 75: Áreas dos compartimentos da paisagem nos diferentes períodos mapeados.

Compartimentos	Área 1987 (km ²)	Área 2013 (km ²)	Alteração (km ²)	Variação (%)
Natural	1.069,1	1.049,6	-19,4	-1,8
Semiratural	736,1	718,8	-17,4	-2,4
Urbano-Industrial	122,2	135,6	13,4	10,9

Com base nesses resultados, constata-se a redução das áreas naturais (florestas) e também das seminaturais (e.g., agricultura e pecuária), com um aumento considerável das áreas urbano-industriais em 11,0 %. O crescimento é reflexo do grande aumento e concentração da população nos municípios pertencentes a Grande Vitória (Cariacica, Serra, Viana, Vila Velha e Vitória), população essa que teve um aumento de 222 %, passando de 706.244 para 1.565.393 habitantes ao longo do período estudado, conforme apresentado no item anterior.

A diminuição da cobertura florestal representa comprometimento da qualidade ambiental das bacias hidrográficas tributárias do SEBV. Para Missio *et al.*, (2004), uma maneira de avaliar a qualidade ambiental de uma bacia hidrográfica é a porcentagem da paisagem ocupada por floresta mata e a sua manutenção ao longo do tempo. Estudos realizados pelos autores em cinco bacias hidrográficas no estado do Rio Grande do Sul confirmaram o comprometimento da qualidade ambiental, decorrente da fragmentação e da perda de áreas naturais.

No caso das bacias do SEBV a transformação foi analisada pela sobreposição das áreas ocupadas pelos diferentes compartimentos da paisagem (naturais, seminaturais e urbano-industriais) em 1987 com os remanescentes de 2013, o que permite quantificar a alteração de cada compartimento. Essas informações são apresentadas na Tabela 76.

Tabela 76: Tabulação cruzada (*area cross tabulation*) dos compartimentos da paisagem das bacias tributárias do SEBV em 1987 e a sua correspondência no mapeamento de 2013.

Compartimentos (1987)	Área (km ²)	Compartimentos 2013 - Área (km ²)				
		Natural	Seminatural	Urbano - industrial	Corpo d'água	Não classificada
Natural	1.069,1	808,1	244,0	3,2	5,3	8,6
Seminatural	736,1	214,9	455,6	45,9	11,6	8,2
Urbano-Industrial	122,2	19,1	15,0	84,5	1,8	1,1

Do total de 1.069 km² classificados como áreas naturais em 1987, 244 km² foram classificados como seminatural em 2013 e 3,2 km² como urbano-industriais. Para os compartimentos seminaturais, de um total de 736 km² em 1980, 215 km² foram classificados como natural e 46 km² como urbano-industrial em 2013. Isso indica uma expansão das áreas agrícolas e urbano-industrias em substituição às áreas de vegetação natural, assim como uma expansão das áreas de ocupação urbana para áreas anteriormente ocupadas por atividades agropecuárias.

A expansão das áreas de florestas deve ser decorrente do método utilizado na classificação automática das imagens. Polígonos de classificação podem englobar pixels, cujo número de classes escapa ao “filtro” de similaridade, pixels que irão afetar os parâmetros estatísticos e aumentar o potencial de erros da classificação. O erro de classificação ocorre quando elementos (pixels) estatisticamente distintos, são considerados em uma mesma classe (Brites *et al.*, 2012).

Dessa forma, áreas de silvicultura (que tiveram uma grande expansão nos municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá nesse período) podem ter sido classificadas como florestas, uma vez que a expansão de áreas de florestas é bastante improvável. Tendo como base o trabalho de Lorena *et al.*, (2013), as áreas de silvicultura representam 12,8 e 21,9 % da área total dos municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá, respectivamente. Cabe ressaltar que o classificador Bhattacharya apresentou desempenho superior quando em comparação a outros classificadores da mesma natureza, em estudos visando a delimitação do uso e cobertura da terra na região costeira do extremo sul da Bahia (Leão *et al.*, 2007), quanto na delimitação de culturas de cana-de-açúcar no interior do estado de São Paulo (Oliveira & Matavelli, 2013).

Como avaliação geral, observa-se que houve uma expansão das áreas urbano-industriais, o que seria natural, em função do aumento populacional e de atividades produtivas na Grande Vitória. Também houve expansão das atividades agropecuárias, notadamente no município de Santa Maria de Jetibá, o que é confirmado pelo PIB do ano de 2010, com a agropecuária contribuindo com mais da metade do PIB municipal. O município ainda possui a maior participação do setor agropecuário na composição do PIB estadual, com 7,1 % (Tresinari, 2012). A pressão de transformação da paisagem é prioritariamente direcionada para áreas já alteradas, porém, a conversão da cobertura florestal em áreas de uso antrópico existe. Dessa forma, cabe ressaltar que alterações do uso da terra, como expansão de áreas agrícolas e desenvolvimento industrial, além de fatores como mudanças climáticas, podem afetar os ciclos hidrológicos, conforme constatado por Chen *et al.*, (2014) no lago Poyang na China. Para Rodrigues & Foresti (2004) a avaliação da dinâmica do uso da terra é um importante instrumento para intervenção e manejo de bacias hidrográficas. Estudo realizado pelos autores na bacia hidrográfica do Ribeirão Claro (SP) concluiu que a expansão das áreas agrícolas e de pastagem potencializa fatores de aumento da vulnerabilidade do solo à degradação e comprometimento da qualidade das águas. Resultados semelhantes foram obtidos por Li *et al.*, (2012) na bacia hidrográfica do rio Liao na China.

O IBGE (2015a) destaca ainda que as alterações ocorridas na cobertura e uso da terra estão intrinsecamente relacionadas às atividades humana, num processo de apropriação que transforma os recursos naturais. Esse processo configura uma estreita inter-relação entre aspectos socioeconômicos, mudanças na cobertura e uso da terra e questões ambientais regionais e globais. Assim, a avaliação sistemática e periódica das alterações ocorridas na cobertura e uso da terra é uma forma de avaliar esta inter-relação, fornecendo subsídios ao ordenamento territorial e ao desenvolvimento sustentado das atividades humanas. Para Arastoo & Ghazaryan (2013) o uso e cobertura da terra e a sua dinâmica são variáveis

importantes que afetam o meio ambiente e os processos ambientais. A análise dessas mudanças é um processo que possibilita a observação e a detecção das diferenças e semelhanças espaciais e temporais de uma variedade de fenômenos e padrões da superfície da terra. Esses autores destacam que esse tipo de estudo permite a obtenção de várias informações como a área alterada e respectiva taxa, a sua distribuição espacial, o padrão dessas mudanças nos diferentes tipos de uso e cobertura, assim como auxiliar na implementação de medidas corretivas para o seu controle.

Na análise das mudanças no uso da terra é importante lembrar do afirmado por Wagner & Zalewski (2009) em que o desenvolvimento urbano intenso inevitavelmente irá requerer rápidas decisões na ocupação do espaço, uma vez que essa ocupação tem efeitos a longo prazo, não somente na estética e identidade das cidades, mas também nas relações ecológicas nos ambientes naturais e na qualidade de vida e saúde da população. O uso intenso e não sustentável das áreas urbanas historicamente está associado à degradação da paisagem, resultante de uma alta densidade da infraestrutura, aumento excessivo das áreas impermeáveis, redução de áreas verdes e retificação de corpos d'água.

Meybeck & Dür (2009) destacam que a paisagem natural de qualquer sistema fluvial pode ser dividida em uma sucessão de transferências e retenções de materiais, com os filtros alterando e regulando os fluxos de materiais dissolvidos e particulados. A fração particulada pode ficar incorporada nos sedimentos costeiros e os nutrientes podendo ser armazenados no solo e na vegetação, com as áreas úmidas e lagos atuando como sumidouros naturais desses elementos. Alterações no uso da terra (e.g. desmatamento, agricultura, mineração) geram fontes adicionais de materiais nas bacias hidrográficas, com a industrialização, urbanização e agricultura intensiva resultando em aumento na concentração de nutrientes, metais e sais dissolvidos e, conseqüentemente, assoreamento e eutrofização nos corpos d'água. Com a drenagem e aterro das áreas úmidas, retificação de cursos d'água, dragagem e canalização de rios, os sumidouros naturais (áreas úmidas, lagos) são afetados, com reservatórios artificiais armazenando água por mais de um ano e capturando todos sedimentos dos rios, modificando a quantidade e características desse material.

Randolph (2004) afirma que mais da metade dos poluentes que aportam aos cursos d'água são resultantes da lixiviação, com as fontes oriundas da agropecuária afetando mais de 60 % das bacias hidrográficas, seguidas das fontes urbanas, que afetariam 50 % das bacias, de modo que existiriam áreas das bacias hidrográficas afetadas pelas duas fontes de poluentes. A partir da integração de dados de uso da terra e qualidade das águas em diversas bacias hidrográficas na Índia, Ramachandra *et al.*, (2015), avaliaram os impactos no regime hidrológico. Os autores

concluíram que há uma tendência na melhoria da qualidade das águas em bacias hidrográficas com menor grau de urbanização e com maior conservações da vegetação natural. As bacias hidrográficas com predominância de agricultura eram caracterizadas por águas mais ricas em nutrientes. Marsh (1991) ressalta que as taxas de emissão de poluentes estão diretamente associadas ao aumento da densidade de ocupação e o conseqüente aumento da impermeabilização do solo. Assim, para Soranno *et al.*, (2015) o uso da terra nas bacias hidrográficas, com destaque para agricultura e usos urbanos, é reconhecido como um dos maiores indutores do aporte de nutrientes em águas superficiais. O que foi confirmado por Han & Allan (2008) ao longo das 18 bacias hidrográficas tributárias do Lago Michigan (EUA). Os aportes de nitrogênio variaram muito em relação ao uso da terra, sendo muito maiores nas bacias hidrográficas agrícolas do que aquelas com florestas preservadas, com os maiores fluxos estando associados às bacias em que havia mistura de agricultura com áreas urbanas. Dessa forma, o incremento das áreas urbanas e agrícolas se apresenta como um fator de aumento das emissões de nutrientes (N e P) e sua disponibilidade para os ecossistemas aquáticos nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV, conforme modelo de estimativas adotado (De Paula Filho *et al.*, 2015a).

Uma maneira de melhor entender essas alterações é fazer a avaliação por bacia hidrográfica. O resultado obtido com as alterações dos compartimentos da paisagem por bacias tributárias do SEBV é apresentado na Tabela 77 e a Figura 52 resume as taxas de alteração por compartimento.

Tabela 77: Alterações nos compartimentos da paisagem, 1987–2013 para as bacias hidrográficas tributárias do SEBV. As bacias foram ordenadas em função da porcentagem de incremento ou redução das áreas originais em cada compartimento da paisagem.

Bacias	Compartimento Natural			
	Área 1987 (km ²)	Área 2013 (km ²)	Alteração (km ²)	%
Rio Santa Maria	971,4	900,3	-71,2	-7,3
Marinho-Formate	39,3	51,6	12,3	31,4
Rio Bubu	15,3	24,0	8,7	56,6
Mestre Álvaro - Contorno	18,1	28,4	10,3	57,0
São Pedro-Santo Antônio	2,2	6,2	4,0	186,3
Rio Itangua	1,3	4,0	2,7	207,7
Rio Aribiri	0,7	2,7	2,0	275,9
Canal da Passagem Sul	0,4	2,4	2,0	503,8
Canal da Passagem Norte	0,7	5,1	4,5	671,8
Praia da Costa e Canal	0,2	2,1	1,9	1.132,0
Bacias	Compartimento Seminatural			
	Área 1987 (km ²)	Área 2013 (km ²)	Alteração (km ²)	%
Rio Santa Maria	564,6	618,9	54,2	9,6
Mestre Álvaro - Contorno	45,6	31,6	-14,0	-30,7
Marinho-Formate	67,3	42,0	-25,4	-37,7
Rio Bubu	30,9	17,7	-13,2	-42,7
Canal da Passagem Norte	7,8	3,7	-4,1	-53,1
Canal da Passagem Sul	2,1	0,9	-1,2	-58,2
Rio Itangua	6,7	2,5	-4,2	-62,2
São Pedro-Santo Antônio	3,7	1,0	-2,6	-72,0
Praia da Costa e Canal	2,4	0,2	-2,2	-89,9
Rio Aribiri	3,2	0,2	-3,1	-94,7
Bacias	Compartimento Urbano-Industrial			
	Área 1987 (km ²)	Área 2013 (km ²)	Alteração (km ²)	%
Rio Aribiri	2,8	7,5	4,6	161,6
Praia da Costa e Canal	26,6	38,0	11,4	42,7
São Pedro-Santo Antônio	9,6	11,2	1,6	16,4
Rio Itangua	10,1	11,0	0,9	9,3
Canal da Passagem Sul	12,1	12,3	0,3	2,1
Canal da Passagem Norte	14,6	14,8	0,2	1,4
Rio Bubu	15,5	14,9	-0,6	-4,0
Marinho-Formate	11,8	10,7	-1,1	-9,0
Mestre Álvaro - Contorno	7,4	6,5	-0,9	-12,3
Rio Santa Maria	9,7	8,3	-1,3	-13,9

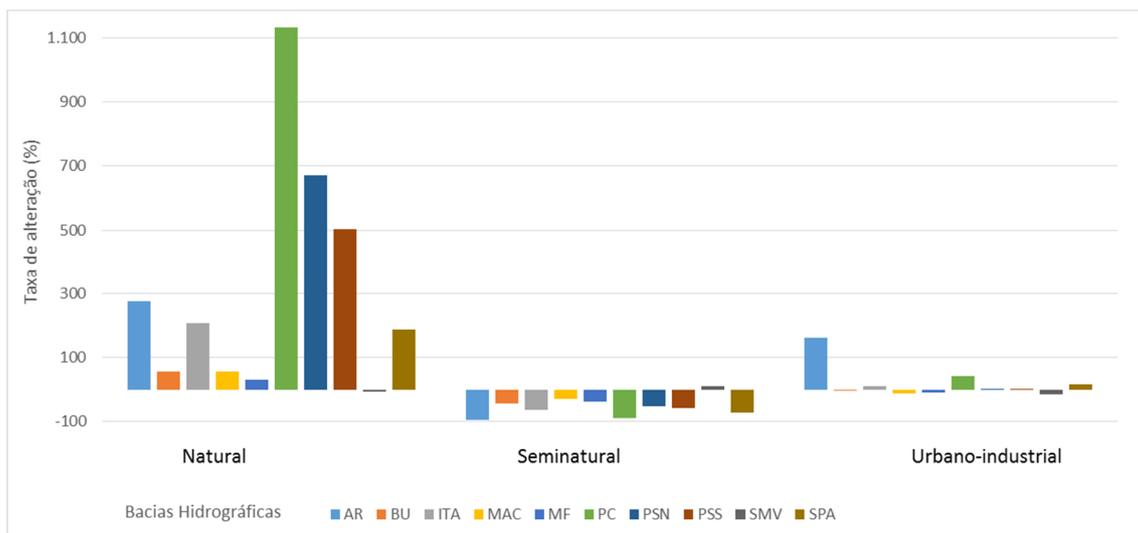


Figura 52: Taxas de alteração (%) nos compartimentos das paisagens no período de 1987-2013 nas bacias tributárias do SEBV.

PSN: Canal da Passagem Norte; PSS: Canal da Passagem Sul; MF: Rio Marinho-Formate; MAC: Mestre Álvaro e Contorno; AR: Rio Aribiri; BU: Rio Bubu; ITA: Rio Itaguá; SMV: Rio Santa Maria da Vitória; SPA: São Pedro – Santo Antônio; PC: Praia da Costa e Canal.

Constata-se aumento das áreas naturais em todas as bacias, com exceção da bacia SMV, com uma diminuição de 7,0 %, o equivalente a 71 km². Apesar do aumento porcentual observado nas demais bacias, por se tratarem de áreas de pequenas dimensões, no conjunto das bacias tributárias do SEBV há uma diminuição das áreas de florestas. Deve ser ressaltado o afirmado anteriormente, de que esse aumento das áreas naturais pode ser resultado de erros na classificação automática. Lu *et al.*, (2016) ressaltam a dificuldade na classificação de uso e cobertura da terra, quando da impossibilidade de validação em campo, recomendando a análise com imagens de alta resolução espacial, que possibilitam mapeamentos mais precisos. Entretanto, os autores destacam a validade dos resultados obtidos com sensores como o LANDSAT e MODIS. Essa dificuldade fica evidente quando os resultados do presente estudo são comparados com o trabalho de Sartorio & Coelho (2015) ao mapear a evolução do uso da terra na bacia do rio Marinho (ES). Utilizando fotografias aéreas em 1:15.000, foi registrado aumento nas áreas urbanas da bacia, com redução de 50,0 % na cobertura florestal, no período de 1978 a 2008.

Em geral houve redução na área do compartimento seminatural. A exceção é a bacia SMV, que apresentou aumento de 54 km², equivalente a 10,0 % da área anteriormente existente. Isso é explicado pela consolidação e expansão da atividade agropecuária nos municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá. Para as demais bacias, por suas características

principalmente urbanas, a redução é resultante da expansão da ocupação urbana por sobre as áreas anteriormente ocupadas com pastagem ou sem agricultura consolidada.

A expansão do compartimento urbano-industrial é destaque na bacia AR, com aumento de 161,0 %. Entretanto, o maior aumento nominal se deu na PC, com incremento de 11 km². A expansão urbana na PC é reflexo da incremento e concentração imobiliária observada no período estudado. Cabe aqui destacar o afirmado por Vernberg *et al.* (2012), em que a urbanização causa diversos efeitos nas características estuarinas, como o aporte de contaminantes, alterações nos aportes de nutrientes e na concentração de oxigênio dissolvido, além da composição bacteriológica e biomassa de produtores secundários. Para Li *et al.*, (2012) a urbanização leva ao aumento do aporte de nitrato.

Com a análise do crescimento das manchas urbanas é possível compreender melhor esse processo de expansão das áreas urbanas. Conforme AGERH (2015a) todos os municípios das bacias tributárias do SEBV já possuíam núcleos urbanos consolidados no ano de 1978. Com isso é possível fazer uma avaliação do incremento das áreas urbanas no período 1978-2010, ao compararmos com a mancha urbana delimitada por Lorena *et al.*, (2013). Os resultados obtidos são apresentados na Figura 53 e Tabela 78.

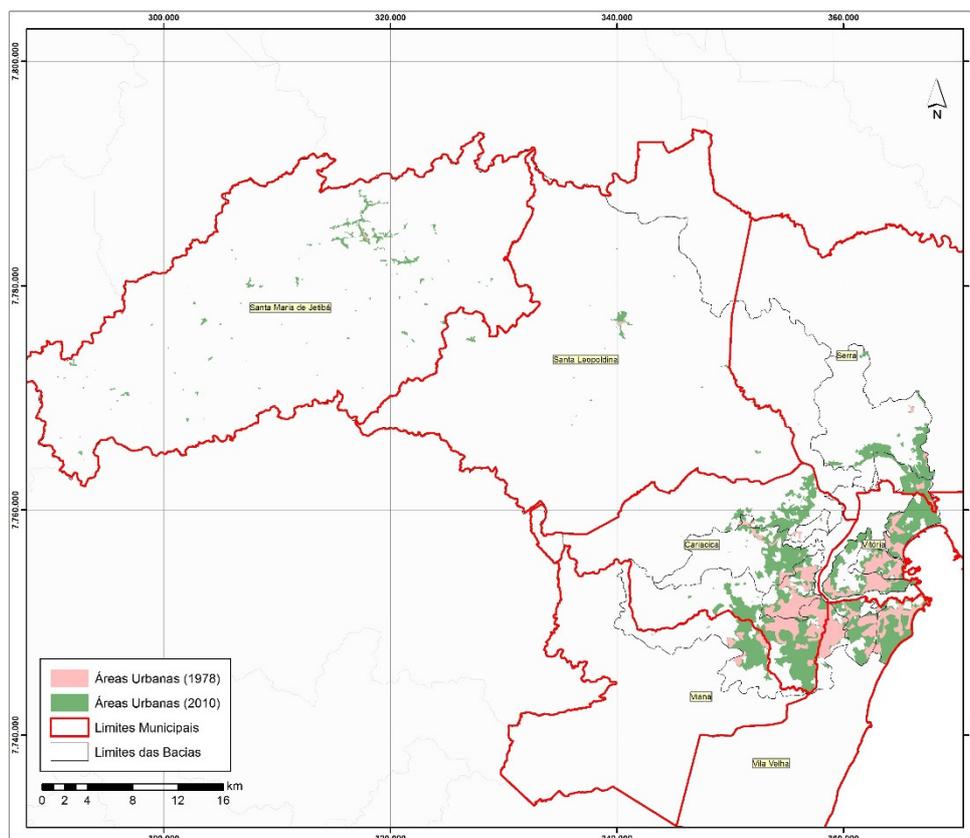


Figura 53: Manchas urbanas em 1978 e 2010. Conforme Cartas Topográficas do IBGE, esc: 1:50.000 e Lorena *et al.*, (2013).

Tabela 78: Áreas urbanas em 1978 e 2010 e expansão (km² e %).

Município	Área Urbana 1978 (km ²)	Área Urbana 2010 (km ²)	Incremento (km ²)	Incremento (%)
Santa Maria de Jetibá	0,2	7,0	6,8	4.356,3
Serra	0,8	15,1	12,7	2.216,7
Santa Leopoldina	0,1	1,9	1,7	1.246,7
Viana	2,1	10,4	8,3	485,1
Cariacica	19,9	64,1	44,9	335,0
Vitória	11,5	32,5	18,8	263,2
Vila Velha	14,3	31,0	16,6	216,0
Total	49,1	161,8	109,8	329,8

Santa Maria de Jetibá com um incremento de 4.356,3 % apresentou o maior crescimento da área urbana, seguido pelo município da Serra com 2.216,7 %. Cariacica apresentou o maior aumento nominal, se mantendo como o município que tem a maior área urbana nas bacias tributárias do SEBV, enquanto Santa Leopoldina, apesar de apresentar o 3º maior percentual de aumento da área, ainda permanece com a menor área urbana entre os municípios estudados.

4.3.3: Análise da governança: aspectos legais e estrutura de gestão

Mapeamento dos atores envolvidos

O arranjo institucional do sistema de gestão de recursos hídricos no estado do Espírito Santo, o Sistema Integrado de Gerenciamento e Monitoramento dos Recursos Hídricos do Estado - SIGERH/ES, possui componentes do governo do estado, municípios, iniciativa privada e organizações não governamentais (Figura 54).

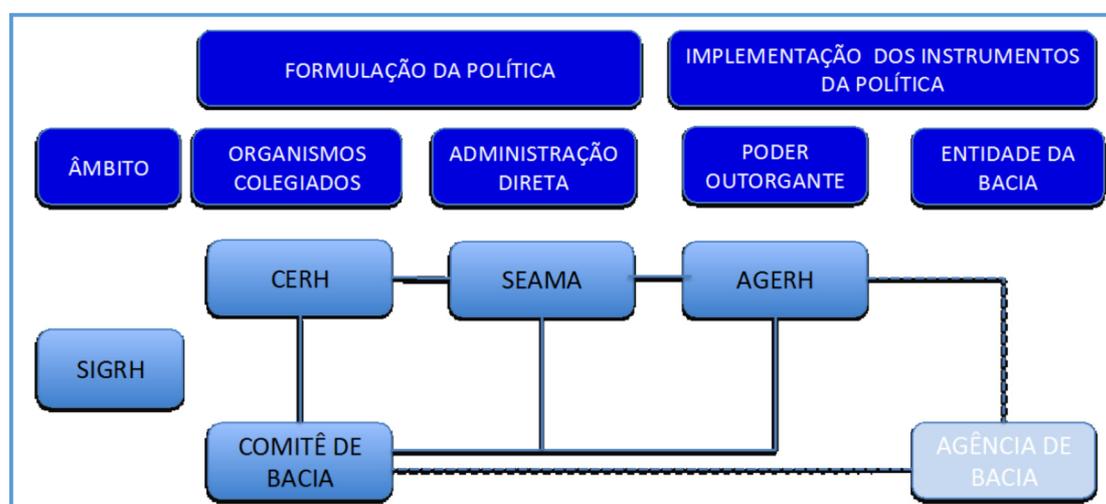


Figura 54: Arranjo Institucional do SIGERH do Espírito Santo (reproduzido de AGERH, 2015a).

Instituído pela Lei 10.179/2014 foi estabelecido um arranjo institucional baseado nos novos princípios de organização para a gestão compartilhada do uso da água. Tendo base colegiada, o SIGERH é integrado por órgãos e entidades estaduais e municipais, pela sociedade civil organizada e usuários, que possuem atuação no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. É fundamentado num modelo de gerenciamento caracterizado pela descentralização das decisões e pela participação da sociedade organizada em Comitês de Bacias, em que o Estado (detentor do domínio das águas superficiais e subterrâneas), compartilha a gestão com os atores sociais envolvidos (AGERH, 2015a). O Sistema é composto pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH); a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA); Órgão Gestor dos Recursos Hídricos (função exercida pela AGERH, de acordo com o art 31 da Lei nº 10.143/2014); os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH); as Agências de Bacia Hidrográfica (ABH) e órgãos dos poderes públicos estaduais e municipais cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos, mediante a possibilidade de celebração de convênios (AGERH, 2015a).

Governo estadual

No âmbito do governo estadual, a AGERH, criada pela Lei Nº 10.143 de 2013, tem como finalidade executar a Política Estadual de Recursos Hídricos - PERH, regular o uso dos recursos hídricos estaduais, promover a implantação, gestão das obras de infraestrutura hídrica de usos múltiplos e realizar o monitoramento hidrológico no Estado do Espírito Santo, uma vez que as antigas atribuições do IEMA relativas aos recursos hídricos foram alocadas AGERH (AGERH, 2015a). A PERH foi atualizada com a aprovação da Lei nº 10.179, em 17 de março de 2014, que substituiu a Lei nº 5.818 de 1998. Um dos destaques é a incorporação formal do Fundo de Recursos Hídricos (Fundágua) como ente de fomento e apoio financeiro a membros do Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado (SIGERH/ES). Assim como a base legal para efetivar maior participação da sociedade civil, dos comitês gestores de bacias hidrográficas e do CERH na tomada de decisões. Um destaque é a retirada da obrigatoriedade de lei específica para a regulamentação do instrumento “Cobrança” – conforme previa a Lei nº 5.818/98 – facilitando a implementação da cobrança sobre o uso de recursos hídricos no Estado. Uma outra questão destacada em AGERH (2015a) é a existência da discussão e implantação de instrumentos da PERH antes mesmo da criação da agência de recursos hídricos, com destaque para a regulamentação dos instrumentos de gestão “outorga de direito de uso dos recursos hídricos” e “pagamento pela prestação de serviços ambientais”; a implementação e operacionalização do Fundágua; a elaboração do Plano Integrado de Recursos Hídricos do rio Doce e de outras bacias capixabas; além do desenvolvimento do instrumento “enquadramento de corpos d’água”.

AGERH (2015a) destaca ainda a gestão descentralizada e participativa como um dos fundamentos da Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei Nº 10.179, de 2014), o que possibilitaria a parceria entre o Estado e os diversos segmentos da sociedade espírito-santense no que concerne à gestão da água. A participação da sociedade passa a ser um aspecto estratégico de implementação das ações de proteção ambiental, além da promoção do desenvolvimento sustentável. Nesse sentido, o CERH, através da Resolução CERH Nº 28/2011, deliberou que o órgão gestor de recursos hídricos, com a participação e envolvimento dos comitês de bacia, poderá elaborar os planos e enquadramentos, na inexistência de agência de bacia hidrográfica. A importância da identificação de parcerias que possam colaborar com a elaboração desses instrumentos é reforçada, destacando a necessidade e importância de uma ampla divulgação dos estudos, de modo a possibilitar a participação e envolvimento da sociedade na discussão das alternativas para solução dos problemas da bacia hidrográfica. Espera-se com isso a maior interação entre os usuários de recursos hídricos, o poder público e a sociedade civil, incorporando contribuições e promovendo o comprometimento dos atores, enfatizando ainda que a coordenação das ações de comunicação e divulgação nos processos de elaboração dos planos e dos enquadramentos deverá ser exercida pelo comitê de bacia hidrográfica (AGERH, 2015a). Essa lei reforça que os comitês de bacias hidrográficas são os responsáveis pela aprovação e encaminhamento ao CERH do Plano e do Enquadramento, além do acompanhamento da elaboração e implementação de ambos instrumentos de gestão.

Estão previstas também a implementação de iniciativas para o fortalecimento dos entes do SIGERH, entre eles o CERH e os comitês de bacias hidrográficas, e instrumentos de gestão, Outorga para Águas Subterrâneas, Cobrança pelo Uso da Água e Planos de Recursos Hídricos em bacias hidrográficas que falta concluir ou não implantaram estes instrumentos (AGERH, 2015a). Cabe destacar que a AGERH aderiu ao Progestão (Pacto Nacional pela Gestão das Águas) proposto para a Agência Nacional de Águas (ANA), com o objetivo maior de construção de compromissos entre os entes federados, de modo à superação de problemas comuns e à promoção do uso múltiplo e sustentável dos recursos hídricos, particularmente em bacias compartilhadas, havendo destaque para a promoção de uma efetiva articulação entre os processos de gestão das águas e de regulação dos seus usos, conduzidos nas esferas nacional e estadual, assim como o fortalecimento do modelo brasileiro de governança das águas: integrado, descentralizado e participativo.

Assim, constata-se que o arranjo institucional previsto na política estadual de recursos hídricos atende aos pressupostos para a efetividade do processo de gestão, com o envolvimento dos governos federal, estadual e municipal, iniciativa privada e sociedade civil organizada (Polette, 2004).

Arranjos municipais

Dentre os municípios inseridos nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV é possível identificar que a maioria apresenta um Sistema Municipal de Meio Ambiente bem definido e composto por todos os entes do referido sistema, conforme recomendado pelo Conselho Estadual de Meio Ambiente – CONSEMA (AGERH, 2015a). Conforme IBGE (2013) verifica-se que todos os municípios possuem Conselhos Municipais de Meio Ambiente. Quanto à legislação ambiental, o Município de Santa Leopoldina é o único que não possui o Código Municipal de Meio Ambiente, e que, junto com Santa Maria de Jetibá, não realiza o licenciamento ambiental, atendendo às exigências definidas pelo Conselho.

A Tabela 79 apresenta o resumo da situação institucional dos municípios das bacias do SEBV relativos às ações com interação com recursos hídricos.

Tabela 79: Situação institucional dos municípios das bacias do SEBV (IBGE, 2013).

Município	Órgão gestor do meio ambiente	Conselho Municipal de Meio Ambiente - existência	Ano de criação do Conselho	Fundo Municipal de Meio Ambiente - existência	Município realiza licenciamento ambiental de impacto local	Estágio atual da agenda local	Faz parte de comitê de bacia hidrográfica
Cariacica	Secretaria municipal exclusiva	Sim	2002	Sim	Sim	Elaboração do Plano de Desenvolvimento Sustentável	Sim
Santa Leopoldina	Setor subordinado a outra secretaria	Sim	2005	Não	Não	Não aplicável	Sim
Santa Maria de Jetibá	Secretaria municipal exclusiva	Sim	2008	Sim	Não	Não aplicável	Sim
Serra	Secretaria municipal exclusiva	Sim	1999	Sim	Sim	Implementação de ações da Agenda 21 em políticas públicas	Sim
Viana	Secretaria municipal exclusiva	Sim	1989	Sim	Sim	Não aplicável	Sim
Vila Velha	Secretaria municipal exclusiva	Sim	2010	Sim	Sim	Implementação de ações da Agenda 21 em políticas públicas	Sim
Vitória	Secretaria municipal exclusiva	Sim	1989	Sim	Sim	Implementação de ações da Agenda 21 em políticas públicas	Sim

Comitês de Bacia Hidrográfica

Os Comitês de Bacia Hidrográfica – CBH, são órgãos regionais e setoriais deliberativos e normativos da bacia hidrográfica. São constituídos por membros eleitos, e têm implementação a partir da integração de uma ampla rede de articulação, de caráter político, técnico e social, sendo garantida uma participação paritária do poder público, da sociedade civil organizada e dos usuários de recursos hídricos, geralmente sendo compostos por (AGERH, 2015a):

- **Representantes do poder público** federal, estadual e dos municípios localizados na bacia hidrográfica correspondente;
- **Representantes dos usuários** de recursos hídricos;
- **Representantes de entidades da sociedade civil organizada**, sediadas na bacia hidrográfica.

A AGERH (2015a) destaca que os CBHs devem participar diretamente na coordenação das atividades e processos referentes a elaboração e implementação dos instrumentos de gestão na bacia, o que garante a efetividade e execução dos acordos e compromissos firmados quando da elaboração desses instrumentos. Entretanto, a execução dessa prática apresenta grandes dificuldades, particularmente nos aspectos que envolvem os usos futuros das águas das bacias, uma vez que o processo de discussão participativa e integrada é recente, tal como as leis de recursos hídricos. Situação essa que demanda um processo permanente de formação e capacitação dos membros dos comitês de bacias, analistas e técnicos dos órgãos ambientais e usuários das águas, para a efetiva execução da Gestão Integrada de Recursos Hídrico.

As bacias hidrográficas dos rios Santa Maria da Vitória e Jucú permaneceram por muitos anos sem comitês de bacias hidrográficas, o que difere de outras bacias hidrográficas do Estado. Essa condição foi decorrente da existência do Consórcio Santa Maria-Jucu, criado em 1991, que atuou formalmente até 2008. A criação dos Comitês para essas bacias teve resistência por parte dos municípios, em função das dificuldades e problemas enfrentados pelo Consórcio, o que levou a uma situação de descrédito quanto às possibilidades de recuperação ambiental das bacias (AGERH, 2015a). Os esforços da sociedade resultaram na criação dos Comitês das Bacias do rio Jucú e do Santa Maria em 10 de outubro de 2007, sendo que atualmente os comitês atuam bastante integrados e tem papel fundamental na implementação de ações nas bacias tributárias do SEBV.

Identificação dos instrumentos de gestão

As principais ações previstas com ação e foco na gestão dos recursos hídricos das bacias tributárias do SEBV estão inseridas em diferentes plano, projetos e programas, apresentados a seguir.

Programa Águas Limpas

O Programa Águas Limpas (CESAN, 2015a) reuniu um conjunto de empreendimentos visando ampliar o abastecimento de água e os serviços de coleta e tratamento de esgoto na Grande Vitória e no interior do Espírito Santo, assim como contribuir para a melhoria da qualidade dos recursos hídricos, preservação ambiental e a qualidade de vida da população. As obras do Águas Limpas deram continuidade e ampliaram o Programa de Despoluição e Saneamento (Prodesan), finalizado em 2003 com a conclusão de cinco estações de tratamento de esgoto em Vitória, Vila Velha, Cariacica, Guarapari e Domingos Martins.

Em oito anos - de 2003 a 2010 - os investimentos superaram R\$ 1 bilhão entre planejamento, projetos executivos e obras de abastecimento de água e esgotamento sanitário. Com a conclusão das obras do Programa Águas Limpas, o abastecimento de água seria universalizado e a cobertura por redes de esgoto ampliada de 20 para 60 %. Na Região Metropolitana ocorreu a maior parte da distribuição dos recursos, com as obras sendo executadas pela CESAN desde 2004 e concluídas em 2012.

Na Grande Vitória, as obras de esgotamento sanitário previstas no programa teriam como objetivo contribuir para a redução da poluição na Baía de Vitória por esgoto, já que vários municípios despejam seus dejetos na Baía, principalmente os que têm baixos índices de esgoto tratado, como Vila Velha e Cariacica. O governo do estado anunciou em agosto de 2012 (AESB, 2012) o encerramento das obras do Projeto Águas Limpas, que garantiria, por exemplo, 100 % de esgoto tratado em Vitória.

Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem

O Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem (Espírito Santo, 2013) está sob a coordenação da Secretaria de Estado Extraordinária de Projetos Especiais e Articulação Metropolitana – SEPAM e da Subsecretaria de Captação de Recursos. O Programa prevê um investimento de US\$ 323 milhões, e tem como objetivo aplicar esses recursos nos municípios que integram as microrregiões do Caparaó e as Bacias Hidrográficas dos Rios Jucu e Santa Maria da Vitória. Com abrangência que contempla as principais cidades da Região Metropolitana da Grande Vitória, são recursos financeiros envolvendo ações nos meios urbano e rural, objetivando:

Garantir que o acesso à água seja assegurado, no sentido de estar disponível em quantidade e qualidade adequada para os respectivos usos, bem como salvaguardados para sua utilização pelas futuras gerações;

Ampliar a cobertura de coleta, tratamento e destinação final de esgotos sanitários em municípios das Bacias do Jucu e Santa Maria da Vitória e, na microrregião do Caparaó, em municípios de atuação da CESAN;

Ampliar a cobertura florestal do Estado, na microrregião do Caparaó e adjacências e nos municípios das bacias dos Rios Jucu e Santa Maria da Vitória;

Institucionalizar e promover boas práticas agrícolas e de construção de estradas vicinais para contribuir para a redução dos contribuintes de assoreamento e poluição dos corpos d'água.

Para a consecução desses objetivos, o Programa está estruturado em 05 componentes (Tabela 80):

Tabela 80: Componentes do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem (Espírito Santo, 2013).

Componente	Subcomponente
A. Gestão Integrada das Águas	A.1 Plano Estadual de Recursos Hídricos
	A.2 Planos de enquadramento Bacias hidrográficas
	A.3 Estruturação da Rede de Monitoramento Hidrológico
	A.4 Gestão da Linha de Costa
	A.5 Cadastramento de Poços de Água Subterrânea
	A.6 Gestão Integrada de Águas Urbanas da RMGV
	A.7 Fortalecimento da Gestão Ambiental e de Recursos Hídricos
	A.8 Fortalecimento do COMDEVIT
	A.9 Assistência Técnica e Apoio ao Fortalecimento, Monitoramento e Avaliação do Programa.
B. Gestão de Riscos e Prevenção de Desastres	
C. Gestão de Mananciais e Recuperação da Cobertura Florestal	C.1 Reflorestar
	C.2 Unidade Demonstrativa do Mangaráí
D. Saneamento ambiental	
E. Gerenciamento e Supervisão do Programa	

O Programa possui os seguintes componentes com atuação em recursos hídricos (Tabela 81):

Tabela 81: Descritivos dos componentes e subcomponentes com atuação em recursos hídricos nas bacias tributárias do SBV pelo do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem (Espírito Santo, 2013).

Componente/subcomponente	Descritivo
Componente A. Gestão Integrada das Águas	<p>Neste componente concentram-se estudos e planos necessários para instrumentalizar a gestão de recursos hídricos por parte do Governo no estado e Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV), a cargo da AGERH:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Plano Estadual de Recursos Hídricos, • Enquadramento de bacias em Classes de Uso, • Plano Metropolitano Diretor de Drenagem Urbana, • Gestão de linha da Costa, • Cadastramento de Poços Subterrâneos, • Estruturação da Rede de Monitoramento Hidrológico do ES.
Componente C. Gestão de Mananciais e Recuperação da Cobertura Florestal	<p>A busca pela redução do aporte de sedimentos e da contaminação dos rios e consequente aumento da qualidade e quantidade da água nos mananciais é o objetivo maior deste componente. A estratégia é integrar e recuperar florestas associadas à redução da erosão e produção de sedimentos que assoreiam a calha dos rios, elevam o nível do lençol freático e contribuem para a redução da quantidade e qualidade da água de mananciais.</p>
C.1 Reflorestar	<p>Este subcomponente busca junto ao pequeno e médio produtor rural, estimular práticas ambientalmente corretas através de ações de conservação e recuperação de cobertura florestal, além de promover o uso adequado do solo</p>
C.2 Unidade Demonstrativa do Mangaraí	<p>Esta porção territorial receberá ações relativas à recuperação florestal, boas práticas agrícolas, saneamento, destino adequado de resíduos e recuperação e conservação de estradas rurais. A Unidade Demonstrativa do Mangaraí contempla o território delimitado pela sub-bacia do Rio Mangaraí, como projeto piloto em escala natural, que servirá de referência para outras sub-bacias dos rios Jucu e Santa Maria, principais mananciais da RMGV.</p>
Componente D – Saneamento Ambiental	<p>Trata-se do componente que concentra as obras do Programa, e, por consequência, o maior volume de recursos aplicáveis. Envolve, no Subcomponente D.1, as obras de esgotamento sanitário apresentadas na Tabela 82</p>

Tabela 82: Intervenções de esgotamento sanitário de acordo com o Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem * (Espírito Santo, 2013).

Região	Município	Sistema de Esgotamento Sanitário	Cobertura atual (%)	Cobertura Projeto (%)	População a ser beneficiada
Santa Maria	Santa Maria de Jetibá	Reabilitação e Ampliação	59,0	100	9.684
	Santa Leopoldina	Reabilitação e Ampliação	40,0	100	2.165
RMGV	Cariacica	Ampliação Sistema Bandeirantes	52,0	68	31.100
		Ampliação Sistema Nova Rosa da Penha	1,4	100	5.173
	Vila Velha	Ampliação Sistema Araçás	51,8	66	29.872

*Somente as regiões de abrangência do presente estudo.

RMGV: Região Metropolitana da Grande Vitória.

Este Programa é o maior investimento público com reflexos na gestão dos recursos hídricos das bacias hidrográficas tributárias do SEBV. A expectativa é que o programa atinja as metas de aumento da cobertura dos sistemas de coleta e tratamento de esgotos nas bacias, encerrando, ou pelo menos minimizando, o atual cenário de lançamento de esgoto *in natura* nas bacias.

Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória

Com a promulgação do Decreto N° 2625-R, de 23 de novembro de 2010, os manguezais existentes na região do SEBV passaram a constituir uma área de proteção denominada de Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória. O mosaico compreende Unidades de Conservação e áreas protegidas dos municípios de Cariacica, Vila Velha, Serra e Vitória (Figura 55).

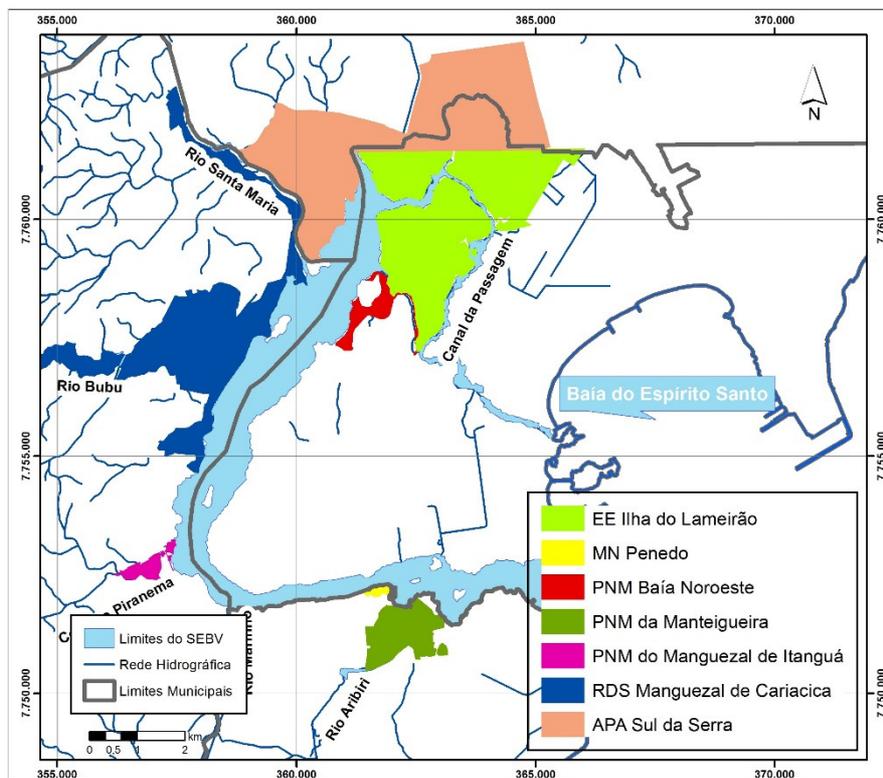


Figura 55: Limites do Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória (IEMA, 2015).

O mosaico tem como objetivos promover a gestão integrada das áreas protegidas do manguezal da Baía de Vitória e promover a conservação da biodiversidade com a valorização da sociobiodiversidade e o desenvolvimento sustentável em um contexto regional. Compõem o mosaico as seguintes Unidades de Conservação, sob a gestão das Secretarias Municipais de Meio Ambientes dos seus respectivos municípios: Cariacica, Reserva do Desenvolvimento Sustentável do Manguezal de Cariacica (7,4 km²) e Parque Natural Municipal do Itanguá (0,3 km²); Vila Velha,

Parque Natural Municipal Morro da Manteigueira (1,6 km²) e Monumento Natural Morro do Penedo (0,2 km²); Serra, Área de Proteção Ambiental Manguezal Sul (10,6 km²) e Vitória, Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão (8,7 km²) e Parque Natural Municipal Dom Luiz Gonzaga Fernandes (0,6 km²) (IPEMA, 2010). Maiores detalhes são apresentados no Capítulo 2.

Corredores Ecológicos

O Programa Corredores Ecológicos efetiva proteção da natureza, reduzindo ou prevenindo a fragmentação de florestas existentes, por meio da conexão entre diferentes modalidades de áreas protegidas e outros espaços com diferentes usos da terra. Essas ações envolvem o fortalecimento, a expansão e a conexão de áreas protegidas dentro do corredor, incentivando usos de baixo impacto, como o manejo florestal e os sistemas agroflorestais; além do desencorajamento de uso de alto impacto, como o desmatamento em larga escala (Projeto Corredores Ecológicos, 2006).

Nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV há uma das áreas prioritárias para o programa no estado, que é o Corredor Duas Bocas - Mestre Álvaro (Figura 56). Com um total de 383,5 km², 75 % da área total do Corredor está situada dentro dos limites das bacias hidrográficas tributárias do SEBV, o equivalente a 286,4 km². Engloba duas Unidades de Conservação – Ucs estaduais, Reserva Biológica - ReBio de Duas Bocas (30,7 km²) e a Área de Proteção Ambiental - APA do Mestre Álvaro (17,7 km², dentro dos limites das bacias do SEBV) e duas UCs municipais de Cariacica, APA e Parque Natural Municipal – PMN de Mochuara, com 26,2 e 4,4 km², respectivamente. Objetivo é aumentar a conectividade entre as unidades de conservação e seu entorno, protegendo, assim, grande quantidade de fragmentos florestais, nascentes e o complexo de lagoas e alagados da Serra, incluindo as lagoas Jacunem e Juara, além de parte da Bacia do rio Santa Maria da Vitória.

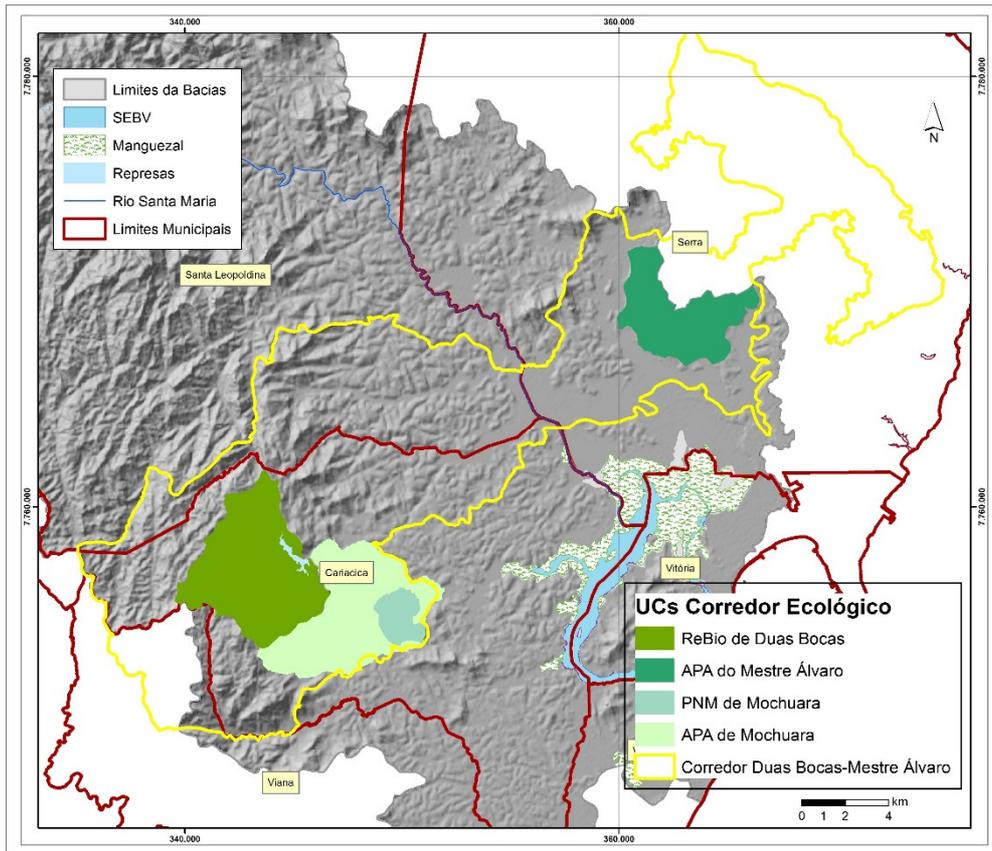


Figura 56: Limites do Corredor Duas Bocas-Mestre Álvaro, com destaque para as UCs (adaptado de Projeto Corredores Ecológicos, 2006).

Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e Plano de Bacia Para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucú.

O Enquadramento de corpos de água é o instrumento que busca garantir que a qualidade da água dos rios seja compatível com os usos da bacia hidrográfica e com o desenvolvimento econômico local. Estabelece objetivos de qualidade a serem alcançados ou mantidos nos corpos de água, de acordo com os usos futuros pretendidos. Está inserido dentro das atividades desenvolvidas para o planejamento ordenado dos recursos hídricos das bacias, que resultará no Plano de Recursos Hídricos. Em ação conjunta com os Comitês de Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu, com vistas a garantir que a qualidade dos rios seja compatível com os usos, a AGERH promoveu o enquadramento das águas das diferentes bacias que drenam para o SEBV, conforme pode ser observado na Figura 57 (AGERH, 2015a).

entre a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEAMA) e da Secretaria Estadual de Agricultura, Aquicultura e Pesca (SEAG).

O objetivo é a ampliação da área de Mata Atlântica no Espírito Santo em 80 mil hectares até 2018, conforme metas almejadas pelo Governo do Estado no Planejamento Estratégico 2015/2018. A mesma meta também foi estabelecida como contribuição do Estado ao aderir o Desafio 20x20, proposto na Conferência das Partes (COP 20), ocorrida no Peru em 2014, por países da América Latina e Caribe (LAC) para restaurar e/ou evitar o desmatamento em 20 milhões de hectares (SEAMA, 2015).

Uma vez que os objetivos específicos para o Programa seguem os preceitos do desenvolvimento sustentável, integrando meio ambiente, economia e sociedade, são criados estímulos para os proprietários de terra e agricultores adotarem sistemas produtivos e alternativas econômicas ambientalmente corretas e socialmente justas (SEAMA, 2015). Esses objetivos são descritos a seguir (Tabela 83).

Tabela 83: Objetivos específicos do Programa Reflorestar (SEAMA, 2015).

Objetivo	Descritivo
Objetivos ambientais	Identificar e proteger áreas prioritárias para proteção e conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade; Recuperar áreas degradadas identificadas e realizar adequação ambiental de propriedades rurais; Estabelecer mecanismos de avaliação e monitoramento da cobertura florestal do Espírito Santo.
Objetivos econômicos	Implementar práticas de uso do solo que conciliem produtividade, proteção do recurso natural e geração de oportunidades e renda; Manutenção e ampliação de serviços ecossistêmicos; Instituir mecanismos de avaliação de impacto das ações do programa sobre o aspecto socioeconômico e ambiental.
Objetivos sociais	Aumentar qualidade de vida e renda do produtor rural, através do estabelecimento de novas culturas e pagamento por serviços ambientais; Conscientizar a comunidade e proprietários de terras sobre a necessidade de conservação dos recursos naturais; Fortalecer a organização dos produtores rurais.

Nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV, participam um total de 141 propriedades rurais, assim distribuídas (SEAMA, 2015), Santa Maria de Jetibá: 44; Santa Leopoldina: 49; Serra: 6; Viana: 34 e Cariacica: 8.

Avaliação da efetividade dos programas

Planas *et al.*, (2016) destacam a necessidade de ferramentas que permitam uma avaliação constante dos diferentes instrumentos de gestão dos recursos costeiros, de modo a quantificar a sua efetividade. Conforme Botero *et al.*, (2016), é fundamental a utilização de parâmetros (ou indicadores) que possibilitem o retorno necessário, de modo a mensurar os progressos das metas e objetivos do plano de gestão em execução. Avaliação essa que, de acordo com os

autores, possibilita identificar o que deveria ter sido feito e a eficácia das ações executadas, subsidiando programas estruturados com base na gestão adaptativa.

Para avaliar a efetividade dos programas para gestão dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV foram considerados os seguintes aspectos: potencial de prevenção e/ou correção de dano à biodiversidade, área geográfica de abrangência, tempo decorrido entre a elaboração e implantação do programa e impactos na conscientização da população. Os resultados são apresentados na Tabela 84.

Tabela 84: Avaliação dos resultados dos programas de gestão dos usos da terra e das águas nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV identificados.

Programas	Potencial de prevenção e/ou correção de dano à biodiversidade	Área geográfica de abrangência	Tempo decorrido entre a elaboração e implantação	Impactos na conscientização da população
Programa Águas Limpas	M	M	B	B
Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória	A	M	B	B
Corredores Ecológicos	A	B	B	M
Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e Plano de Bacia Para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucú	M	A	M	B
Programa REFLORESTAR	A	A	M	A
Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem	A	A	A	B

A: Alto Grau de Significância (verde); M: Médio Grau de Significância (amarelo); B: Baixo Grau de Significância (vermelho).

Com base no critério *Potencial de Prevenção e/ou Correção de dano à biodiversidade*, apresentam Alto grau de significância os programas que envolvem ações visando a recuperação e manutenção dos remanescentes florestais e dos ecossistemas.

Para o critério *Área Geográfica de Abrangência dos Programas*, apresentam Alto grau de significância os que preveem ações na totalidade ou em grande parte das áreas das bacias tributárias do SEBV, com destaque para o Enquadramento de Recursos Hídricos e Plano Diretor de Bacias Hidrográficas, uma vez que a área de abrangência se sobrepõe as áreas das bacias.

Com relação ao *Tempo Decorrido Entre a Elaboração e Implantação de Programas*, a maioria dos projetos apresenta grau de significância Médio, considerados aqueles com prazos entre 5 e 10 anos entre elaboração e implantação. No caso do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem, considerou-se que as primeiras intervenções poderão ser iniciadas em até 5 anos a partir de 2013, quando a proposta do projeto foi apresentada aos órgãos financiadores, a assinatura do contrato em setembro de 2015 e os cronogramas anunciados na ocasião (Lemos, 2015; Nunes, 2015). Cabe ressaltar ainda o fato da descontinuidade dos programas, uma vez que o Programa Água Limpas e o seu sucessor, o de Gestão Integrada das Águas e Paisagem possuem os mesmos objetivos iniciais, dotar a Região Metropolitana de Vitória e os municípios vizinhos de estruturas de coleta e tratamento de esgoto sanitário, além de recuperação e ampliação dos remanescentes florestais. Há também os constantes atrasos na execução das atividades, que comprometem as metas inicialmente propostas.

Os níveis mais baixos de significância são relativos aos *Impactos na Conscientização da População*, considerando o fato da não interligação dos imóveis às redes de coleta de esgoto existentes (Bourguignon & Fernandes, 2015). Soma-se a isso a ocorrência de desmatamentos na área de estudo, conforme observado no item 4.3.2, apesar da existência do Programa Corredores Ecológicos desde o ano de 2005. Como destaque positivo tem-se o Programa Reflorestar, com um bom nível de aderência entre os proprietários rurais, particularmente dos municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá.

4.4: ANÁLISE INTEGRADA: SUBSÍDIOS À GOVERNANÇA SUSTENTÁVEL.

Os municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas tributárias do SEBV representam um total de 46,0 % da população estadual em 2010, com a população existente nas bacias tributárias do SEBV significando aproximadamente 70,0 % da população total dos municípios de Santa Maria de Jetibá, Santa Leopoldina, Serra, Vila Velha, Cariacica, Viana e Vitória. A população existente é resultante de um processo que se iniciou a partir da década de 1970, deflagrando o problema do crescimento urbano desordenado. As taxas de crescimento da população apresentam seus maiores valores no período compreendido entre 1970 e 1980. Os maiores crescimentos coincidem com o processo de reformulação da matriz econômica do estado, que resultou em diversificação e modernização, além da implantação de diversos projetos industriais na região da Grande Vitória (Rocha & Morandi, 2012).

Constata-se um cenário econômico em que as atividades urbano-industriais estão concentradas nos municípios da Região Metropolitana de Vitória e a atividade agropecuária nas cidades que compõem parcela da região serrana. Nesse cenário, o processo de desenvolvimento do estado foi alavancado principalmente pelos municípios localizados na região metropolitana de Vitória (AGERH, 2015a). Santa Maria de Jetibá possui uma evolução econômica reflexo da expansão das atividades agropecuárias, particularmente as atividades ligadas a avicultura.

As atividades do setor terciário, de comércio e serviços predominam na Grande Vitória, chegando a 45,0 %, mas a atividade industrial se destaca também, particularmente no município de Serra. Esse perfil econômico configura potencial de contínuo incremento na demanda de água oriunda da bacia do SMV.

Um dos reflexos do crescimento desordenada dos municípios é a constatação de que a população das bacias do SEBV ainda apresenta uma grande carência de tratamento adequado dos efluentes domésticos, conforme indicado na qualidade das águas que aportam no SEBV. Essa situação é quantificada a partir dos dados da Companhia Espírito Santense de Saneamento - CESAN (CESAN, 2015b), em que o universo de atendimento e destinação adequada é, em média, de 31,9 % da população. Os melhores índices são observados em Vitória, com 66,3 % de atendimento na coleta e tratamento de esgoto. Entretanto, deve ser destacado o fato de que mesmo o esgoto tratado contribui com consideráveis cargas de N e P, considerando que não há tratamento terciário, conforme discutido no Capítulo 3.

A dinâmica e ocupação do uso da terra reflete também essa expansão da população ocorrida ao longo das décadas de 1970-2010. A população dos municípios pertencentes a grande Vitória (Cariacica, Serra, Viana, Vila Velha e Vitória), teve um aumento de 222,0 %, passando de 706.244 para 1.565.393 habitantes ao longo do período estudado. Assim, constata-se a redução das áreas naturais (florestas) e também das seminaturais (agricultura e pecuária), com um aumento considerável das áreas urbano-industriais em 11,0 %. A expansão das áreas urbanas também é reflexo do aumento das atividades produtivas na Grande Vitória, assim como das atividades agropecuárias, notadamente no município de Santa Maria de Jetibá. Santa Maria de Jetibá com um incremento de área de 4.356,3 %, apresentou o maior crescimento da área urbana, seguido pelo município da Serra com 2.216,7 %.

O desenvolvimento da Grande Vitória, e do Estado do Espírito Santo, se refletiu no avanço e implantação de uma estrutura organizacional para gestão dos recursos hídricos, nas esferas estadual e municipal, assim como a participação da sociedade. O arranjo institucional previsto na política estadual de recursos hídricos atende aos pressupostos para a efetividade do processo

de gestão, com o envolvimento dos governos federal, estadual e municipal, iniciativa privada e sociedade civil organizada (Polette, 2004). Nos municípios que estão inseridos nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV, a maioria apresenta um Sistema Municipal de Meio Ambiente bem definido e composto por todos os entes do referido sistema, conforme recomendado pelo Conselho Estadual de Meio Ambiente – CONSEMA (AGERH, 2015a). Em complementação à estrutura do setor público, os esforços da sociedade resultaram na criação dos Comitês das Bacias do rio Jucú e do Santa Maria da Vitória, que atuam bastante integrados e tem papel fundamental na implementação de ações nas bacias tributárias do SEBV, superando os desafios atualmente existentes na gestão dos recursos hídricos.

Os desafios para regularização dos aspectos quali e quantitativos dos fluxos hidrológicos e seus efeitos nos sistemas estuarinos, estão relacionados em como conciliar os usos múltiplos da água, garantindo o acesso e disponibilidade de água em qualidade e disponibilidade para cada um dos usos possíveis nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV. As bacias que drenam para o SEBV possuem um papel estratégico tanto nos aspectos naturais, garantindo a biodiversidade aquática e a qualidade ambiental do SEBV, quanto na disponibilidade de água para as atividades antrópicas, notadamente os usos para consumo humano e atividades produtivas como agricultura e indústria.

Entretanto, independentemente dessa importância, as bacias vêm sofrendo um processo de degradação decorrente das atividades antrópicas, notadamente a ocupação urbana, que tem causado alterações e comprometimento da qualidade das suas águas. Cabe citar ainda a utilização das águas do Rio Santa Maria para geração de energia elétrica, o que acaba comprometendo as vazões naturais, com eventualmente diminuição e uma regularização artificial das vazões ao longo do ano, além de comprometer o fluxo natural de materiais para o estuário.

Ao longo dos anos de 2014 e 2015, em função de uma escassez de chuvas, as vazões do rio Santa Maria estiveram bastante baixas, atingindo valores de até $2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, o equivalente a 60,0 % da vazão crítica, $3,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A baixa vazão alerta para o fato da captação para consumo humano e industrial vir a comprometer os manguezais do SEBV, o que inclusive foi reportado pela imprensa (Thompson, 2015). A alteração do regime de vazões, pode gerar profundas modificações na circulação e nas condições físico-químicas dos estuários, podendo resultar em uma maior extensão e permanência da intrusão salina. O incremento do tempo de residência da água no estuário pode resultar em aumento das concentrações de poluentes e microrganismos patogênicos (Alber, 2002).

A elaboração do Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e Plano de Bacia para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucú (AGERH, 2015a) pretende solucionar ou minimizar os problemas atualmente existentes. Esses documentos são elaborados com uma visão de futuro, integrando as seguintes situações chaves:

- Projeção das demandas e suas consequências nas condições das águas;
- Cenários Futuros e Enquadramento: manifestação de vontade quanto aos usos futuros da água; definição do Enquadramento;
- Plano de Recursos Hídricos: acordos futuros e dos prazos para o seu cumprimento, dos critérios gerais de Outorga e dos valores da cobrança pelo uso da água.

O processo de Enquadramento das águas superficiais das regiões hidrográficas dos Rios Santa Maria e Jucú está sendo baseado nas definições sobre os usos futuros desejados pela sociedade, coordenado pelos respectivos Comitês das Bacias, sendo ainda definidas metas para o cumprimento destes objetivos. Com essa perspectiva apresenta-se o desafio relativo à governança, uma vez que, conforme Gonçalves *et al.*, (2010), as bacias hidrográficas que contam com efetivos instrumentos operacionais de modo participativo são escassas. Para esses autores, somado a isso, tem-se uma ausência de suportes metodológicos adequados para apoiar os Comitês de Bacia a executarem suas atividades satisfatoriamente, o que possibilitaria o envolvimento e a participação dos atores sociais. Havendo, ainda, a necessidade de compromisso com os acordos governamentais construídos visando a sustentabilidade das comunidades humanas, por meio da preservação dos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas aquáticos. A discussão dos desafios da governança passa, ainda, pela efetividade dos programas existentes ou já executados, notadamente aqueles envolvidos na implementação de estruturas de coleta, tratamento e disposição de esgotos domésticos.

Para Tucci & Mendes (2006) existe, ainda, o desafio de desenvolver uma visão integrada da gestão dos recursos hídricos, em setores como saneamento e energia, uma vez que faltaria para o primeiro setor a efetividade do tratamento para assegurar a qualidade ambiental à jusante das cidades. Para o setor de energia tem-se a necessidade de projetos sustentáveis e um melhor gerenciamento dos conflitos existentes, associando a necessidade de ampliação do processo descentralizado de ação da gestão de recursos hídricos através da gestão nas bacias. Na perspectiva da OECD (2015) a questão da água é extremamente complexa, com importância para todos os setores e permeando todos os agentes econômicos, combinando valores sociais e interesses privados. Nesse contexto, a formulação de políticas públicas ambientais e a tomada de decisão, com a respectiva estrutura de governança, são um reflexo da cultura, regime

jurídico, sistema político e da organização territorial. Cabe aqui ainda destacar o afirmado por Botero *et al.*, (2016), que as vertentes terrestre e marinha da zona costeira são suficientemente interligadas, de modo que o gerenciamento integrado se apresenta como a abordagem mais adequada para a gestão ambiental, não cabendo a existência de planejamentos setoriais. Desse modo, um ponto negativo identificado é o fato dos programas de gestão avaliados no presente Capítulo apresentarem escassas menções a integração do contínuo-flúvio estuarino, não destacando a importância das relações causa-efeito existentes entre a bacia hidrográfica e o sistema estuarino. Essas relações causa-efeito serão discutidas no Capítulo 5.

Entretanto, descompassos existentes entre os limites administrativos e os limites hidrológicos, implicam em dificuldades para a gestão, havendo necessidade de conciliação entre as diversas instâncias. O grande desafio e objetivo a ser alcançado é a governança orientada a resultados. Faz-se necessário o engajamento dos diferentes atores, definindo com clareza os seus papéis e contribuições esperadas para a tomada de decisões, de modo a coordenar as diferentes políticas e interesses. Nesse caso, o desafio fica maior ao se constatar a baixa aderência da sociedade aos programas de gestão existentes nas bacias tributárias do SEBV, resultando em baixos índices de interligação de imóveis à rede de coleta e destinação de esgoto doméstico e ocorrência de desmatamentos. Assim, fica demonstrada a importância da afirmação da OECD (2015) em que a governança deve ser embasada em Planos de Bacias que identifiquem as prioridades e orientem as decisões de alocação dos recursos hídricos. Deve ainda ser inserido nesse contexto a discussão levantada por Targa *et al.*, (2015) ao avaliar a gestão da crise hídrica na Bacia do rio Paraíba do Sul (SP, RJ, MG), sobre a necessidade de importação de recursos hídricos, resultando em transposição de bacias, de modo a suprir o crescimento populacional e econômico em uma região que apresenta limitação na disponibilidade de recurso hídrico.

Assim, o entendimento dos problemas operacionais, estruturais e funcionais encontrados para que esses Programas atingissem seus objetivos, é fundamental para que se possa propor estratégias de superação, assim como a minimização dos problemas existentes.

4.5. CONSIDERAÇÕES FINAIS.

Com uma população estimada em 1.159.350 habitantes em 2010, as bacias tributárias para o SEBV comportam mais de 72,0 % da população dos municípios abrangidos.

A população da região, na que década de 1970 era de 400.000 habitantes, aumentou cerca de 400,0 % no período de 40 anos. Uma vez que a infraestrutura não acompanhou esse crescimento, diversos problemas podem ser observados, com destaque ocupação de áreas de

risco com alta declividade, ou áreas passíveis de inundação, com manguezais sendo ocupados com moradias em condições precárias, despejo de esgoto doméstico *in natura*, enquanto a coleta e disposição dos resíduos sólidos passou a ser um problema de magnitude crescente.

Essa expansão se refletiu na alteração da paisagem, havendo uma diminuição das áreas naturais (i.e, florestas) e também das seminaturais (i. e., agricultura e pecuária), com um aumento considerável das áreas urbano-industriais no período de 1980-2010, resultantes desse aumento populacional e de atividades produtivas na Grande Vitória, assim como das atividades agropecuárias, notadamente no município de Santa Maria de Jetibá, com essa pressão de transformação da paisagem sendo prioritariamente direcionada para áreas já alteradas, mas com impactos também na cobertura florestal existente, causando a sua diminuição.

Com Santa Leopoldina apresentando os menores crescimentos econômicos, o desenvolvimento da região das bacias tributárias do SEBV foi alavancado principalmente pelos municípios localizados na Região Metropolitana de Vitória. Santa Maria de Jetibá também se destaca positivamente, mesmo pertencendo a região Serrana. O fato do crescimento econômico de Santa Maria de Jetibá ser baseado na agropecuária representa possibilidade de incremento na disponibilidade de N e P associados a esse tipo de atividade para a bacia do Rio Santa Maria da Vitória.

O esgoto sanitário é uma das principais fontes de emissões de N e P para as bacias, pois a população das bacias do SEBV ainda apresenta uma grande carência de tratamento adequado dos efluentes domésticos, situação que vem refletindo na baixa qualidade das águas que aportam no SEBV.

O Governo do Estado e os municípios possuem estruturas administrativas com atuação em gestão das águas, que vêm atuando em conjunto com os comitês de bacias da região, como estrutura de governança com a participação dos diferentes setores da sociedade. Entretanto, os resultados não são satisfatórios, resultando numa situação de conflitos de usos das águas, comprometimento da qualidade ambiental do SEBV e bacias hidrográficas tributárias, desmatamento e expansão de áreas urbanas sem planejamento.

Programas de saneamento vêm sendo desenvolvidos pelo governo do estado, sem conseguir atender a demanda existente de coleta e tratamento dos efluente domésticos gerados nas bacias, sendo que os projetos executados não contemplam 100 % da necessidade atual.

Programas como o REFLORESTAR e Corredores Ecológicos se apresentam como esforços no sentido de garantir a qualidade e disponibilidade das águas nas bacias tributárias e no próprio SEBV.

Os Programas implantados na região das bacias tributárias do SEBV, apresentam como pontos fracos os longos prazos entre a sua formulação e a sua implantação, até dez anos em alguns casos, assim como atrasos na execução. A baixa aderência da população, assim como escassas menções a integração do contínuo flúvio-estuarino e o baixo destaque a importância das relações causa-efeito existentes entre a bacia hidrográfica e o sistema estuarino, são fatores que comprometem a gestão integrada nas bacias tributárias do SEBV.

Assim, observa-se que as ações para gestão das águas não têm atingido resultados no sentido de garantir a disponibilidade total de água com qualidade, não somente para consumo humano, mas também para recreação, coleta e cultivo de espécies aquáticas. Soma-se ainda o fato de que um ano atípico, com baixa pluviosidade, como foi 2014, desencadeou uma redução da vazão disponível para as atividades-chaves, particularmente agricultura e indústria, chegando a níveis críticos que poderiam, inclusive, comprometer a captação para consumo humano.

5. ABORDAGEM DPSIR COMO ESTRATÉGIA ANALÍTICA PARA PRIORIZAÇÃO DE AÇÕES DE GESTÃO DO SEBV E BACIAS HIDROGRÁFICAS TRIBUTÁRIAS

Resumo

A abordagem DPSIR foi utilizada para avaliar o processo de eutrofização do SEBV, de modo a avaliar como aspectos das bacias hidrográficas tributárias, variáveis morfométricas, vazão específica, densidade de população, atividades produtivas, estimativas de emissões de N e P e a evolução e uso da terra, podem afetar a qualidade ambiental do SEBV, subsidiando a elaboração de respostas de gestão. As atividades agrícolas e pecuárias, urbanização e industrialização, captação de água para irrigação e consumo humano e industrial foram consideradas os principais indutores, com o “desmatamento” sendo a pressão ambiental mais significativa em função do *potencial de dano, área de abrangência, o curto espaço de tempo* que decorre entre causa e efeito, além da sua *irreversibilidade*, com o “despejo de esgoto doméstico” em destaque, em função da alteração da qualidade das águas e baixa coleta e destinação adequada (média nas bacias do SEBV de 31,9 % da população atendida). Aumento da turbidez e incremento das emissões naturais de N e P, assim como contaminações por metais pesados e hidrocarbonetos e altas concentrações de coliformes termotolerantes, foram consideradas as principais alterações no estado da rede fluvial e do SEBV. Propostas de respostas de gestão são apresentadas no sentido de minimizar/reverter um cenário de deterioração da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, particularmente o SEBV. Um conjunto de Programas em execução projetam um cenário favorável a reversão desse quadro nos próximos anos, caso sejam efetivados.

5.1. INTRODUÇÃO

Quando se pretende implantar programas de gestão integrada em bacias hidrográficas é importante lembrar um aspecto que caracteriza as bacias hidrográficas costeiras, a existência dos ecossistemas estuarinos. Ao funcionarem como interface natural para região hidrográfica continental e o sistema marinho adjacente, os estuários são extremamente importantes e ao mesmo tempo muito frágeis, demandando abordagens integradoras para elaboração de planos e programas de gestão da bacia.

Conforme ressaltaram Crossland *et al.*, (2005) e Milliman & Farnsworth (2011), a zona costeira e suas bacias hidrográficas interagem funcionalmente por meio de fluxos hidrológicos de água doce, sedimentos e substâncias dissolvidas, formando um contínuo fluvial-marinho costeiro. Estes sistemas muitas vezes se encontram sob severa pressão ambiental, resultantes de indutores antrópicos (e.g. urbanização, industrialização e produção agrícola) ao longo da bacia de drenagem (Coccosis *et al.*, 1999; Coccosis, 2004; Crossland *et al.*, 2005). Esses indutores podem causar alterações na qualidade ambiental, tais como a perda da integridade dos sistemas costeiros e sua resiliência, ocorrência de patologias de origem aquática, além do comprometimento do potencial de geração de bens e serviços proporcionados pelos ecossistemas. Uma vez que o fluxo hidrológico de materiais numa bacia é governado por fatores

bióticos e abióticos, estudos visando entender como esses processos são afetados por fatores decorrentes das alterações do uso da terra (e.g., desmatamento, expansão urbana, lançamento de esgotos), são extremamente necessários e urgentes (Figueiredo *et al.*, 2011).

A partir dessas constatações, percebe-se que o gerenciamento de ecossistemas costeiros exige uma abordagem integrada, com uma filosofia holística e prática em oposição a uma visão fragmentada, na qual a diferenciação das alterações induzidas pelo homem, daquelas resultantes dos processos naturais, permanece como desafio. Esses problemas são decorrentes da intrínseca complexidade das funções naturais e das interações biogeoquímicas, assim como das inerentes complexidades e escalas das atividades humanas, além das sinergias, retroalimentações e desconexões nos níveis de integração e relações entre o ecossistema natural e a sócio economia, numa paisagem altamente heterogênea, que é a zona costeira (Crossland *et al.*, 2005). Olsen *et al.*, (2007) destacam ainda, o fato de que essas relações geralmente atravessam limites políticos e administrativos, sendo sujeitos a múltiplos sistemas de manejo.

Neste contexto, surge o conceito de Gestão Integrada de Recursos Hídricos (*Integrated Water Resources Management - IWRM*), definido como “um processo que promove o desenvolvimento e o gerenciamento coordenado da terra, águas e recursos relacionados, de modo a maximizar o resultante bem-estar econômico e social de maneira equilibrada, sem comprometer a sustentabilidade de ecossistemas vitais” (Global Water Partnership, 2000). O IWRM considera como princípios básicos a água doce como um recurso finito e vulnerável; o desenvolvimento e manejo dos recursos hídricos de modo participativo; as mulheres possuem um papel central no armazenamento, manejo e proteção das águas; e a água tem valor econômico.

Moatar & Meybeck (2007) destacam que o conhecimento dos fluxos de materiais transportados pelos rios é de fundamental importância, ao possibilitar embasar estimativas das taxas de erosão e de emissões de poluentes a partir dos ecossistemas da bacia hidrográfica e a partir de fontes pontuais e difusas. O conhecimento dos fluxos de materiais contribui ainda na definição e implantação de objetivos ambientais para recuperar e melhorar a qualidade da água, na realização de análises de longo prazo no fluxo anual de nutrientes, de modo a conhecer os efeitos de eventuais mudanças no uso da terra e nas deposições atmosféricas, além dos efeitos das práticas de gestão em uma bacia hidrográfica. Neste sentido Smith *et al.*, (1999) ressaltam que os aportes globais de origem antrópica de nutrientes aumentaram consideravelmente nos séculos XIX e XX, decorrentes principalmente da utilização de fertilizantes na agricultura e utilização de combustíveis fósseis. Dessa forma, o enriquecimento excessivo de nutrientes, além de causar consideráveis alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos,

tem sido considerado o maior problema relativo a qualidade das águas. Ferrier *et al.*, (2010) ressaltam a estreita relação entre os aportes de nitrogênio em áreas costeiras por meio dos fluxos de água doce, grande parte desse oriundo do uso de fertilizantes na agricultura, com a ocorrência de florações fitoplanctônicas, anoxia e eventual mortandade da fauna bentônica, efeitos negativos nos estoques pesqueiros e comprometimento da balneabilidade das águas. Whitall *et al.*, (2007) observaram que a quantificação das fontes de poluição por nitrogênio em estuários é fundamental para definição de estratégias adequadas e efetivas de gestão, visando a redução das cargas de nitrogênio e, conseqüentemente, os efeitos da eutrofização.

Uma estratégia que se tem mostrado bastante eficaz para auxiliar nesse processo de gestão voltado ao controle da eutrofização é a abordagem DPSIR (*Driver-Pressure-State-Impact-Response – Indutor-Pressão-Estado-Impacto-Resposta*). A abordagem DPSIR tem a seguinte conceituação: as *Forças Indutoras* ou *Indutores (Drivers)* são decorrentes das atividades humanas, bem como por indutores naturais, exercem *Pressões ambientais (Pressures)*; as pressões modificam as propriedades intrínsecas do *Estado ou variáveis de estado (State)* do ecossistema; assim, são afetadas as qualidades e quantidades dos recursos/processos naturais, resultando em *Impactos (Impacts)* na dimensão humana (socioeconomia), em decorrência da perda de bens e serviços ambientais, prejuízos à saúde humana e danos à infraestruturas e/ou na dimensão ecológica, com o potencial colapso da integridade dos ecossistemas associados e os prejuízos socioeconômicos, demandando *Respostas (Responses)* dos sistemas de gestão, que retroalimentam a estrutura (EEA, 1999; Belfiore, 2003; Pirrone *et al.*, 2005; Salomons *et al.*, 2005; Borja *et al.*, 2006; Agyemang *et al.*, 2007).

A abordagem DPSIR tem sido aplicada como ferramenta para compilação e organização de dados ambientais e socioeconômicos na forma de indicadores, de maneira clara e objetiva, servindo como subsídio a formulação de políticas públicas e tomada de decisão, além de proporcionar a difusão do conhecimento (Bidone & Lacerda, 2004; Pirrone *et al.*, 2005; Borja *et al.*, 2006; Tejada *et al.*, 2009; Lélis, 2010; Gonçalves, 2015; Pinto & Marques, 2015). Segundo Crossland *et al.*, (2005) o DPSIR serve como uma ferramenta para organização das pressões dominantes e os seus impactos na zona costeira, em âmbito global. Lacerda *et al.*, (2002) destacaram a importância da abordagem DPSIR no entendimento dos diferentes impactos e pressões atuantes nas bacias costeiras da América do Sul. Ao possibilitar a quantificação e modelagem dos impactos e alterações nas variações da distribuição e utilização de bens e serviços ambientais, expressos em termos monetários e científicos, a estrutura DPSIR fornece uma plataforma padronizada para uma revisão independente das respostas e ações políticas e de governança. Esses autores ainda apresentam uma relação dos aspectos relacionados a cada

um dos itens do DPSIR, servindo como uma referência para estudos com a utilização da estrutura. Salomons *et al.*, (2005) identificaram as principais pressões e impactos para a zona costeira da América do Sul, cujo destaque seria a eutrofização decorrente das concentrações urbanas e industriais ao longo das principais bacias de drenagem. Borja *et al.*, (2006) destacam o fato do DPSIR ser estratégico para o gerenciamento costeiro de áreas submetidas a diferentes pressões e estresses antrópicos.

O DPSIR procura conectar as forças motrizes humanas *subjacentes* às pressões que ocorrem nos sistemas socioambientais e que alteram o seu estado. Para Hofmann *et al.*, (2005) a abordagem DPSIR é baseada na hipótese que o contínuo bacia hidrográfica – sistema costeiro adjacente se comporta como um sistema dinâmico, integrando os sistemas sociais (atividades humanas e as pressões resultantes) com os sistemas ecológicos. Uma vez que os sistemas estão conectados, dependendo das escolhas políticas (respostas), os impactos ambientais, e os consequentes impactos na sociedade, podem ser minimizados ou mesmo maximizados.

A partir do proposto em Turner *et al.*, 1998 e EEA (1999), Pirrone *et al.*, (2005), Salomons *et al.*, (2005), assim como Beu (2008), resumiram esses aspectos da seguinte forma:

“–Drivers (Forças Motrizes) – são os processos e atividades socioeconômicas subjacentes aos problemas ambientais possíveis de causar pressões (e.g., incremento da população, intensificação das atividades agrícolas, aumento do consumo de água, ocupação, etc.);

– Pressures (Pressão) - são as pressões nos sistemas socioambientais provocadas pela utilização antrópica de recursos e geração de resíduos e emissões (e.g., exploração de recursos, emissão de poluentes);

– State (Estado) – reflete as condições dos sistemas socioambientais, indicando eventuais alterações nas condições de estado pelas pressões (e.g., alteração na qualidade das águas, aumento da temperatura global, deposição de substâncias tóxicas na água e no sedimento);

– Impact (Impacto) - são os efeitos nos sistemas socioambientais resultantes das alterações no estado dos sistemas ambientais (e.g., efeitos na saúde humana, efeitos nas espécies e habitats);

– Response (Resposta) - é a resposta dos gestores e atores envolvidos aos problemas ambientais assim como a sua avaliação no sentido de eficiência/eficácia na resolução/mitigação dos impactos, podendo influenciar diferentes níveis da estrutura DPSIR (e.g., Plano de Manejo de bacias, Enquadramento de corpos d’água, programas de saneamento, programas de recomposição florestal) ”.

Na Figura 58 é apresentado um resumo dos encadeamentos e das relações existentes entre os diferentes elementos que compõe a estrutura DPSIR.

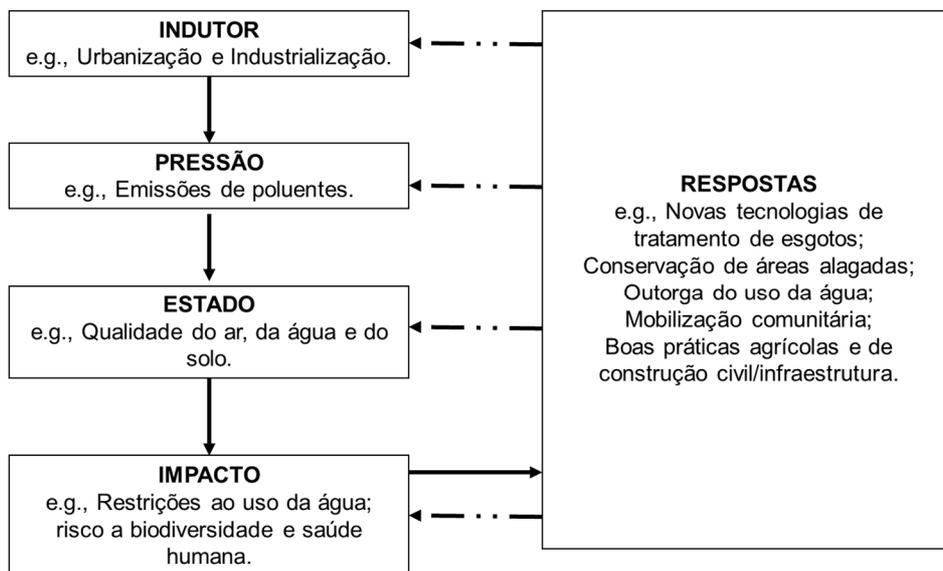


Figura 58: Aspectos da estrutura e exemplos de indicadores do DPSIR em uma abordagem hipotética (Zamboni *et al.*, 2010; Lélis, 2010; Barroso *et al.*, 2012).

Apesar de considerarem a abordagem DPSIR uma ferramenta extremamente útil para aplicações complexas, para Ohl *et al.*, (2009) existe a possibilidade de que nem todos os aspectos sejam representados em situações que envolveriam fenômenos ambientais dinâmicos. Sobretudo, quando há a necessidade de aplicação de modelos quantitativos e qualitativos mais detalhados, para análise da importância relativa dos diferentes indutores e pressões. Esses autores recomendam a adoção da hierarquização dos indicadores a serem considerados, tendo como base critérios de qualificação. Dessa forma, são propostos critérios que subsidiam a identificação do grau de severidade dos indutores e pressões, em diferentes escalas de tempo e espaço. O proposto pelos autores leva em consideração as relações existentes entre o ser humano e a natureza e incorpora o conhecimento sobre as funções que regulam o funcionamento dos ecossistemas e seus componentes. A análise dos indutores e pressões possibilita a incorporação de componentes dos sistemas socioambientais que apresentem incertezas e imprecisão de conhecimentos. Assim, são obtidos subsídios visando identificar as ações de gestão mais eficientes, a melhor ocasião para a sua implementação e qual o nível de governança mais adequado, e qual o indicador de monitoramento socioambiental que deve ser utilizado. Cabe ainda ressaltar que, conforme Elliot (2002), as respostas devem ser ambientalmente sustentáveis, tecnologicamente e economicamente viáveis, socialmente desejáveis, legalmente admissíveis e administrativamente alcançáveis.

No processo de proposição, seleção e adoção de respostas de gestão, os cenários de gestão em curto, médio e longo prazo são essenciais (Trombino *et al.*, 2007). Kroeze *et al.*, (2009) destacam que na análise de cenários são explorados possíveis futuros, ou como se deve agir para que se alcance o futuro desejado. É importante distinguir as diferentes influências antrópicas, a saber: 1: atividades desenvolvidas em terra, que alteram os fluxos de nutrientes e sedimentos para a zona costeira; 2: as atividades existentes na costa, estuários, plataforma e oceano aberto, que influenciam as funções biológicas e 3: as mudanças atmosféricas e climáticas oriundas de atividades humanas, que afetam aos processos químicos, físicos e biológicos nos estuários e bacias de drenagem. Segundo esses autores, para a análise das tendências nas dimensões naturais e sociais, seria necessário, inicialmente, a definição de qual o cenário que se pretende, com a descrição das tendências das atividades humanas (e.g., agricultura, indústria, densidade populacional, tratamento de efluentes e construção de represas) nas bacias hidrográficas tributárias. Em complementação, as atividades antrópicas desenvolvidas no estuário e nos sistemas marinhos adjacentes, particularmente a pesca, devem ser levados em consideração.

Para Ledoux *et al.*, (2005) a análise de cenários é útil para avaliar estratégias de gestão mais adequadas a uma variedade de possíveis futuras realidades, sendo possível combinar diferentes metas e objetivos de qualidade ambiental em diferentes políticas de gestão. Há de se levar em consideração as metas e objetivos, que são dependentes da realidade socioeconômica e do contexto político. Para esses autores, a análise de cenários visa entender como a atual realidade pode vir a mudar, tendo como base três possíveis cenários futuros, a saber: Situação Atual (*Business as Usual*), a Política de Metas (*Policy Target*), e o Cenário Verde (*Deep Green*).

As características que distinguem os diferentes tipos de cenários são apresentadas na Tabela 85.

Dessa forma, os diferentes tipos de análises de cenários, como suporte à tomada de decisões, podem explorar a possível recuperação de sistemas comprometidos, partindo do pressuposto de que determinadas políticas podem promover a recuperação ambiental do ponto de vista biofísico. Entretanto, não é possível determinar o nível de recuperação das funções ecossistêmicas, uma vez que algumas alterações podem ser irreversíveis, ou o sistema pode mudar para uma outra condição menos desejável (Kroeze *et al.*, 2009). Deve ser destacado ainda o fato de que análises elaboradas por meio dessas ferramentas, DPSIR e cenários, resultam em melhor planejamento e otimização de recursos, ao identificar as pressões e os indutores na degradação da qualidade ambiental. A abordagem facilita o entendimento dos atores envolvidos, ao identificar quais as respostas estão sendo executadas e/ou planejadas, bem como os atores reponsáveis.

Tabela 85: Características dos diferentes tipos de cenários avaliados (adaptado de Ledoux *et al.*, 2005).

Cenários possíveis	Características	Consequências do cenário para o SEBV e bacias tributárias
Situação Atual (<i>Business as Usual</i>),	Considerado cenário de referência, a legislação existente somente é cumprida de maneira formal, com atendimento aos padrões mínimos; os objetivos de qualidade das águas são estabelecidos de modo a incluir exceções para uma variedade de indústrias poluidoras; os padrões adotados para tratamento de efluentes são baixos, ou não há tratamento; nas bacias de drenagem exoreicas a agricultura é desenvolvida de forma intensiva visando a obtenção de alta produtividade, sem redução no aporte de nitrogênio para os rios e a concentração dos contaminante permanece no nível existente	Quais as consequências para os sistemas socioambientais das bacias tributárias do SEBV se os problemas não forem revertidos e os agentes de pressão continuarem atuando?
Política de Metas (<i>Policy Target</i>)	A legislação existente e em formulação são elaboradas visando objetivos de qualidade ambiental previamente definidos, evitando a perda de habitats; todos os efluentes passam a ter tratamento secundário antes do despejo, apesar da não existência de tratamento terciário para remoção do fósforo e/ou nitrogênio; na agricultura, políticas de metas levariam a redução de 50,0 % do aporte de nutrientes para os rios; os padrões de qualidade das águas seriam permanentemente atendidos para todos os contaminantes.	Quais os efeitos nos sistemas socioambientais das bacias tributárias do SEBV a partir da implantação de medidas corretivas, com programas, projetos e ações com prazos para sua efetivação?
Verde (<i>Deep Green</i>)	A proteção ambiental é tratada com a máxima prioridade, de modo que as políticas sejam efetivamente implementadas, havendo compensações para cada nova atividade produtiva e/ou suas expansões, acima ou abaixo da linha de marés; agricultura menos intensiva, havendo redução do aporte de nutrientes aos rios; recomposição da vegetação ciliar, principalmente nos rios de bacias agrícolas; tratamento terciário de efluentes será disseminado, com a remoção do nitrogênio e fósforo, tendo como visão de longo prazo a obtenção de níveis naturais de nutrientes e contaminantes, levando em consideração a carga armazenada no sedimento	Quais seriam as consequências para os sistemas socioambientais das bacias tributárias do SEBV se as propostas fossem além de um simples controle dos problemas, mas sim visando a total reversão dos problemas ambientais observados na qualidade e quantidade dos fluxos para o SEBV, além da recuperação do próprio SEBV?

Apesar do considerável histórico de aplicações da abordagem DPSIR em análises visando o gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e zonas costeiras adjacentes (e.g., Lacerda *et al.*, 2002; Bidone & Lacerda, 2004; Pirrone *et al.*, 2005; Borja *et al.*, 2006; Belchior, 2008; Beu, 2008; Landim Neto *et al.*, 2013a; Landim Neto *et al.*, 2013b; Pinto & Marques, 2015), no estado

do Espírito Santo o DPSIR foi aplicado, até o momento, somente em ecossistemas lacustres (Lélis, 2010; Gonçalves, 2015) ou a unidades hidrográficas (Barroso *et al.*, 2012).

5.2. DPSIR NAS BACIAS DO SEBV

O Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV (Grande Vitória, ES) e suas bacias hidrográficas tributárias se enquadram no contexto de necessidade de informações e estrutura analítica de relações causa-efeito para gestão integrada do contínuo flúvio-estuarino.

A importância e oportunidade de desenvolvimento de estudos dessa natureza no SEBV e bacias tributárias é decorrente da intensificação da pressão antrópica sobre o SEBV. Isso se deve ao incremento da população nos municípios de entorno, além da expansão do parque industrial e de áreas de produção agrícola, estas últimas nos municípios da região serrana.

Conforme apresentado nos Capítulos 2 e 4, o sistema estuarino vem sofrendo forte degradação ambiental decorrente de um extenso e, em muitos casos, descontrolado processo de urbanização em seu entorno. No SEBV constata-se ainda ocupação por aterros, intensa atividade portuária, despejo de esgotos domésticos não tratado e de poluentes industriais, lançamento de lixo e pesca predatória. Como resultado há supressão de diversos ambientes naturais (e.g., manguezais, costões rochosos e praias) e o conseqüente decréscimo na produtividade do manguezal, perda de valores estéticos e paisagísticos, diminuição do potencial turístico e da pesca, aumento da proliferação de vetores patogênicos, comprometimento da qualidade e disponibilidade da água e prejuízos socioeconômicos, além de possíveis alterações na hidrodinâmica e na dinâmica sedimentar do SEBV, assim como eliminação de pontos para obtenção dos meios de subsistência de comunidades tradicionais.

Nas bacias tributárias há ainda aumento na demanda de captação de água para consumo humano, industrial e irrigação e contaminação por agrotóxicos, assim como o despejo de esgoto domésticos sem tratamento.

5.2.1 Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV

O Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV está localizado na região costeira centro-sul do Estado do Espírito Santo (Figura 59), fazendo parte dos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra.

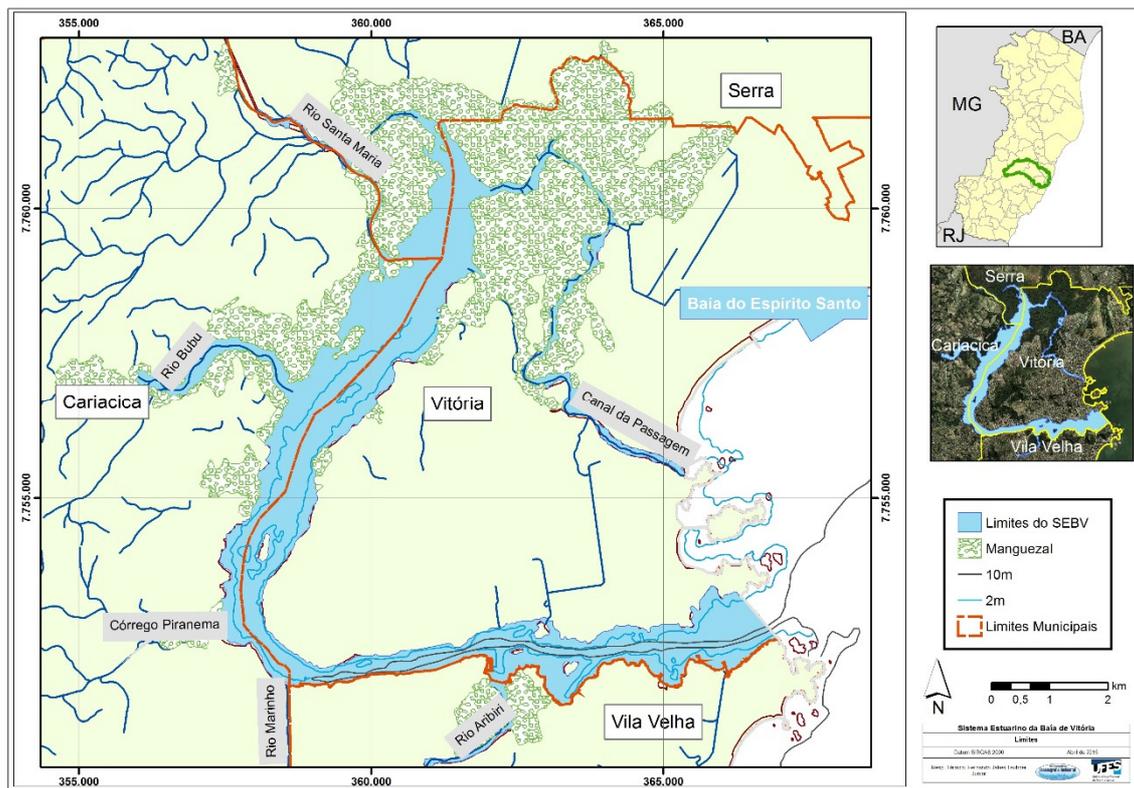


Figura 59: Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV, na Grande Vitória.

A ocupação no entorno do SEBV apresenta uma grande gama de características ambientais e culturais que, muitas vezes, se mostram incompatíveis, principalmente aquelas associadas à ocupação irregular no seu entorno e a presença de um dos maiores complexos portuários da América Latina (Vianna, 2009; Vasconcelos, 2011). Esses conflitos são reflexo de um processo de diversificação econômica que ocorreu no estado a partir da década de 70, quando se inicia um processo de industrialização, com a instalação e expansão de forma concentrada na Região Metropolitana, de grandes unidades industriais focadas na produção de bens intermediários, (i.e., *commodities*, principalmente minério de ferro e aço) (Vasconcelos, 2011; AGERH, 2015a). As mudanças econômicas e sociais trouxeram também impactos negativos para o meio ambiente. Os serviços de saneamento básico (i.e., drenagem urbana, abastecimento de água e coleta/tratamento de esgotos e resíduos sólidos) não acompanharam a urbanização, houve a ocupação de áreas de risco com alta declividade, ou áreas passíveis de inundação, sendo que manguezais foram ocupados com moradias em condições precárias (Monteiro, 2013; AGERH, 2015a).

A degradação ambiental é constatada em diferentes estudos realizados na região do SEBV. Sendo verificada a presença de metais pesados (Jesus *et al.*, 2004; Joyeux *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2015;), hidrocarbonetos (Santos, 2007; Lehrback, 2012; Costa *et al.*, 2015), matéria orgânica, oriunda de despejo de esgoto sanitário *in natura* (D'Agostini, 2005; Santos, 2007; Borges 2009;

Santos, 2011; Grilo *et al*, 2013, Grilo *et al.*, no prelo), assim como presença de vírus entéricos e indicadores bacterianos de poluição fecal (Justino, 2009; Loss, 2012; Souza, 2012; Keller *et al.*, 2013; Martins, 2013; Pratte-Santos, 2014). A atual situação das águas do SEBV é também resultado das contribuições do conjunto de 10 bacias de diferentes tamanhos, com destaque para a bacia do Rio Santa Maria da Vitória - SMV, cuja área de drenagem (1.563 km²), é cerca de 81,0 % da área total de drenagem para o SEBV (1.925 km²) (Figura 60).

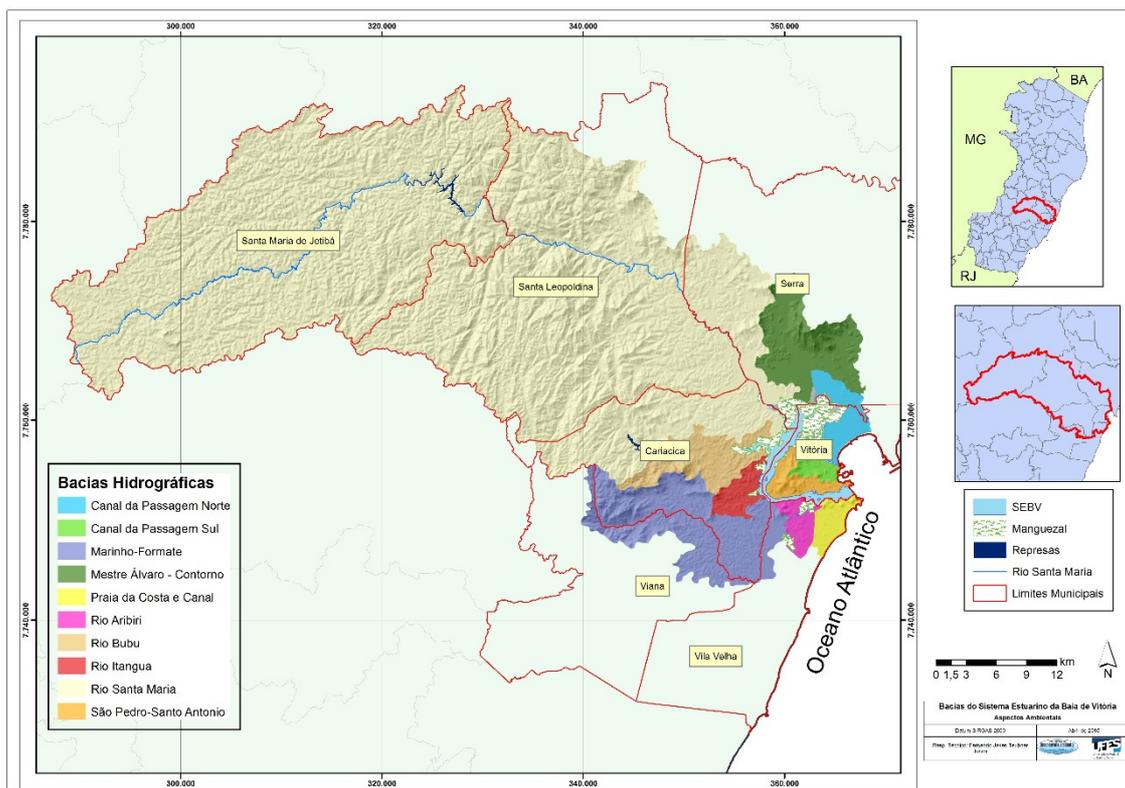


Figura 60: Bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

A Tabela 86 apresenta um conjunto das principais características morfométricas, vazões específicas, estimativas totais de emissões de N e P e aspectos de uso e cobertura da terra das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Tabela 86: Variáveis morfométricas, vazão específica, densidade de população, estimativas de emissões de N e P e uso da terra nas bacias tributárias ao SEBV.

Bacias	Área da Bacia (km ²)	Densidade da população – Dp (hab.km ⁻²)	Vazão específica (x 10 ³ m ³ .km ⁻² .ano ⁻¹)	Total N (ton. km ⁻² .ano ⁻¹)	Total P (ton. km ⁻² .ano ⁻¹)	Uso da Terra			
						% urbano	% agrícola	% pastagem	% floresta
PSN	21,0	5.195,4	143,0	7,1	1,8	69,7	0,0	4,7	4,9
PSS	10,0	9.345,4	68,2	11,4	3,0	73,2	0,0	4,1	17,7
MF	134,6	2.062,7	96,9	5,4	1,4	34,6	7,5	26,3	23,6
MAC	76,1	670,5	89,7	1,8	0,4	12,2	1,0	45,5	29,7
AR	14,5	6.476,7	91,2	9,5	2,5	80,7	0,1	1,9	1,9
BU	50,4	896,9	103,5	3,0	0,7	23,9	8,1	32,7	27,4
ITA	17,9	5.345,4	95,6	13,4	3,6	71,4	4,3	4,2	11,0
SMV	1.563,3	47,5	87,8	5,5	3,1	1,2	18,7	12,8	49,2
SPA	18,4	6.573,8	92,7	8,3	2,2	65,6	0,0	7,9	22,5
PC	14,9	10.663,9	89,9	20,2	5,5	85,8	0,0	0,0	10,8

PSN: Canal da Passagem Norte; PSS: Canal da Passagem Sul; MF: Rio Marinho-Formate; MAC: Mestre Álvaro e Contorno; AR: Rio Aribiri; BU: Rio Bubú; ITA: Rio Itanguá; SMV: Rio Santa Maria da Vitória; SPA: São Pedro – Santo Antônio; PC: Praia da Costa e Canal.

Com a Análise de Componentes Principais – ACP, desenvolvida no Capítulo 3, as bacias hidrográficas tributárias do SEBV foram agrupadas em dois grupos: as bacias urbanas e densamente povoadas e as bacias rurais, com baixa densidade populacional e ocorrência de remanescentes florestais. A bacia PC se destaca no grupamento urbano em função da sua alta densidade populacional e emissões de N e P. No caso da bacia hidrográfica SMV, aspectos como uma maior declividade média, maior cobertura florestal e áreas agrícolas, são fatores que a distingue das demais bacias rurais. A Análise de Cluster, ainda no Capítulo 3, tendo como base o Coeficiente de Pearson, confirmou 2 agrupamentos principais, com correlações fortes ou muito forte. As bacias hidrográficas ITA, MAC, BU e MF compõe o grupo das bacias rurais, com a bacia ITA neste grupo explicada pelo uso da terra, variável agricultura, apesar de possuir alta densidade demográfica. O segundo agrupamento é formado pelas bacias PC, AR, SPA, PSS, PSN. São as bacias com as maiores densidades populacionais, altas taxas de urbanização, sem atividades agrícolas e com baixa ocorrência de áreas de pastagem. A bacia SMV apresenta correlação moderada com as demais bacias, o que é explicado por possuir a mais baixa densidade populacional e as maiores taxas de cobertura florestal e atividades agrícolas existentes.

O presente capítulo visa integrar as diferentes informações e abordagens levantadas ao longo do presente estudo, relacionando como as variáveis morfométricas, vazão específica, densidade de população, atividades produtivas, estimativas de emissões de N e P e a evolução e uso da terra nas bacias tributárias podem afetar a qualidade ambiental do SEBV. A abordagem DPSIR foi utilizada para identificação e classificação dos **indutores** decorrentes das atividades antrópicas; definir as **pressões** que causam alterações nas bacias tributárias e ao SEBV; determinar o **estado** atual da qualidade ambiental do SEBV; identificar os **impactos** decorrentes e propor **respostas** visando mitigar os problemas existentes e quais os possíveis cenários resultantes da implementação, ou não, dessas respostas, assim como, a sua eficácia.

5.3 METODOLOGIA

As etapas desenvolvidas para identificação dos componentes do DPSIR e sua qualificação, assim como avaliação dos possíveis cenários decorrentes das respostas de gestão para as bacias tributárias do SEBV estão apresentadas no fluxograma da Figura 61.

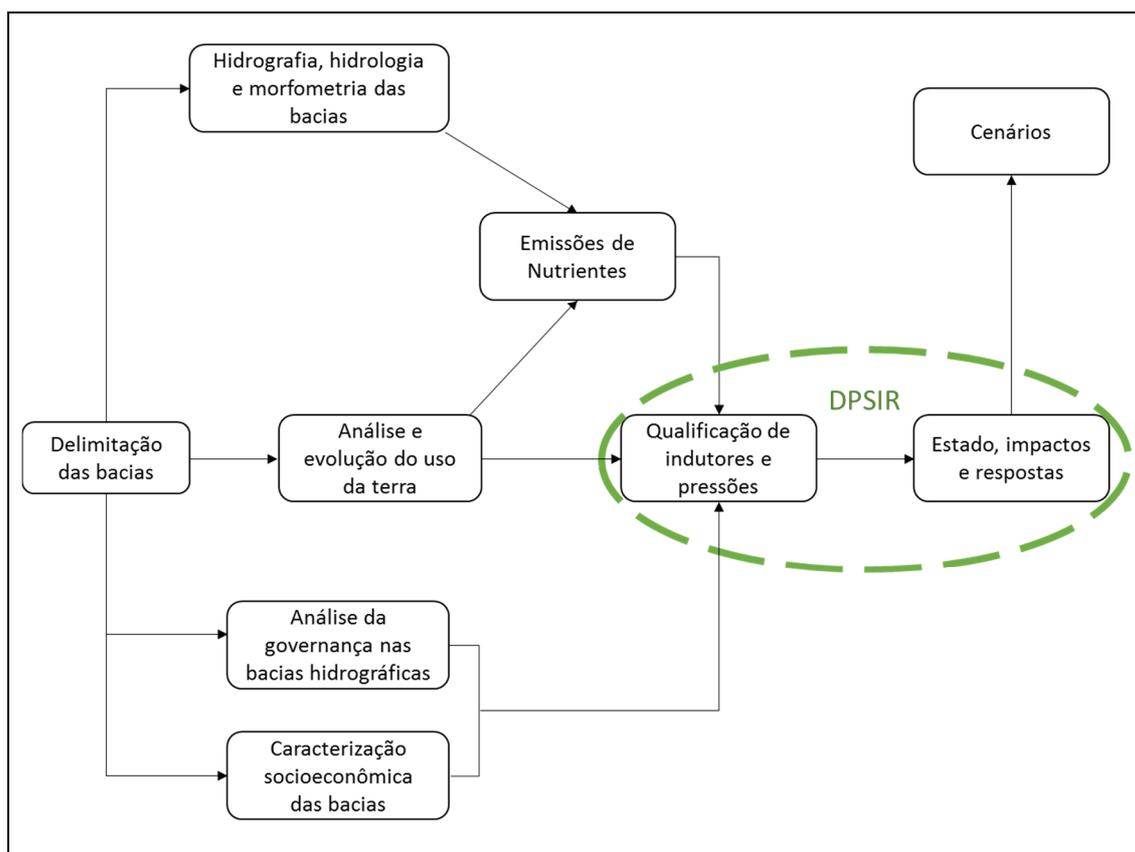


Figura 61: Fluxograma das etapas desenvolvidas no Capítulo 5: Abordagem DPSIR como estratégia analítica e priorização de ações de gestão para o SEBV e bacias tributárias.

5.3.1 - Estrutura do DPSIR

A avaliação com o DPSIR se dá através da identificação de cada um dos seus componentes, conforme os diagnósticos elaborados anteriormente nos Capítulos 2, 3 e 4. No presente estudo foi utilizado o proposto por Pirrone *et al.*, (2005), de implementação da abordagem DPSIR por meio da compilação de uma lista de indicadores que seja capaz de representar a complexidade das interações entre os sistemas da bacia hidrográfica e as águas costeiras, que aborde os aspectos sociais, econômicos, ecológicos, físicos e químicos e cujos dados sejam disponíveis e confiáveis.

Estudos de casos semelhantes (e.g. Lacerda *et al.*, 2002; Bidone & Lacerda, 2004; Pirrone *et al.*, 2005; Borja *et al.*, 2006; Whitall *et al.*, 2007, Belchior, 2008; Beu, 2008; Lélis, 2010; Braga & Ferreira, 2011; Soares *et al.*, 2011; Barroso *et al.*, 2012; Landim Neto *et al.*, 2013a; Landim Neto *et al.*, 2013b; Gonçalves, 2015; Pinto & Marques, 2015) permitiram orientar a organização dos dados levantados, a implementação da ferramenta na análise dos fluxos hidrológicos para o SEBV, assim como os fatores associados à atividades antrópicas, usos da terra e das águas e governança que afetam os fluxos hidrológicos com relação a qualidade e disponibilidade e os

efeitos ao SEBV decorrentes dessas alterações. Também foi possível avaliar quais ações (respostas) que estão sendo propostas e/ou executadas para minimizar ou eliminar os indutores (*drivers*). Como norteador foram utilizados os indicadores listados na Tabela 87, que foram detalhados nos Capítulos 2, 3 e 4.

Tabela 87: Indicadores selecionados para análise com a abordagem DPSIR*.

Categoria	Indicador	Unidade	Base de Dados
Indutor	Densidade Populacional	hab.km ⁻²	Censos Demográficos do IBGE
	Urbanização	% de áreas urbanas	Presente estudo
	Expansão da economia	PIB	IJSN
Pressão	Emissões de Nutrientes	T.ano ⁻¹	Presente estudo
	Expansão áreas agrícolas	Km ²	Presente estudo
	Captação de água	m ³ .s ⁻¹	CESAN/AGERH
Estado	IQA	-	IEMA/AGERH
	Contaminação dos sedimentos	% de matéria orgânica, metais e hidrocarbonetos	Revisão da literatura
	Uso atual da terra	%	Presente estudo
	Esgotamento sanitário	% da população atendida	Censos demográficos do IBGE/CESAN
	Vazão do Rio Santa Maria da Vitória	m ³ .s ⁻¹	CESAN/AGERH
Impacto	Restrição ao uso das águas	-	CONAMA Nº 357 de 2005.
	Contaminação de invertebrados e peixes	% de peso	(Joyeux <i>et al.</i> , (2004), Justino (2009); Souza (2012); Keller <i>et al.</i> , (2013).
	Variação da salinidade	PSU	Barroso <i>et al.</i> , (2015), Leite (em desenvolvimento).
Respostas	Projetos de Saneamento	% de população atendida	CESAN/Prefeituras
	Planos de Bacias	un	AGERH/Consórcios de Bacias

*Baseado em EEA (1999); Whitall *et al.*, (2007), Beu (2008); Lélis (2010); Zamboni *et al.*, (2010); Barroso *et al.*, (2012).

Assim, tendo como base o proposto em Borja *et al.*, (2006) e adotado por Gonçalves (2015), a abordagem DPSIR foi implementada em cinco etapas consecutivas (Figura 62):

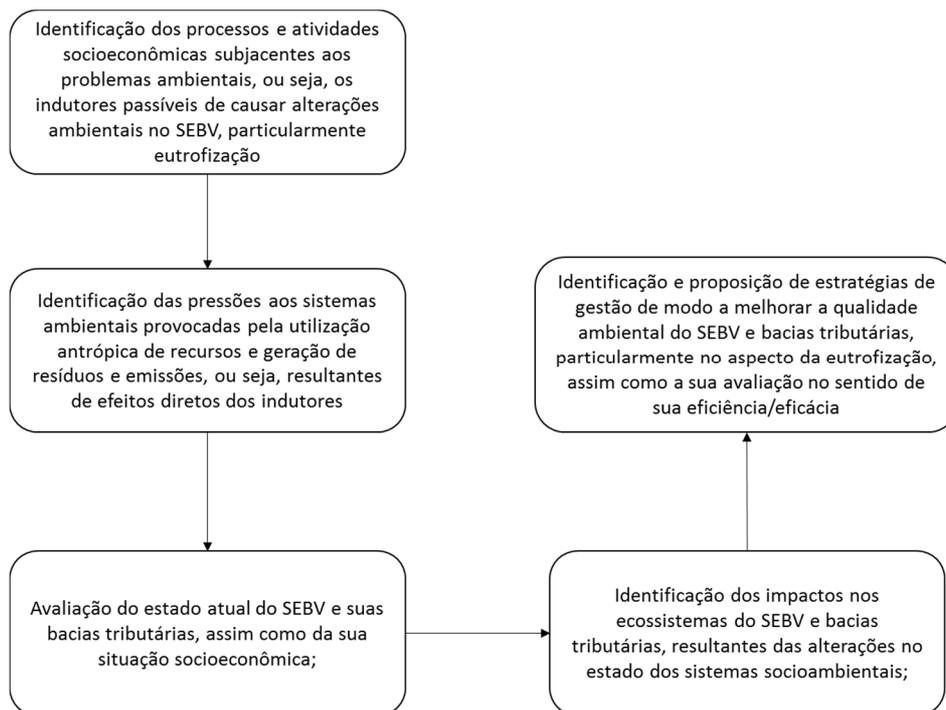


Figura 62: Diagrama das etapas desenvolvidas na implementação da abordagem DPSIR para o SEBV e bacias tributárias.

A base de dados foi estruturada com os indicadores socioeconômicos, incluindo as mudanças de uso e cobertura da terra, as emissões específicas de N e P, densidade da população, atividades produtivas, assim como aspectos morfométricos e vazão das bacias tributárias, de forma integrada, para análise DPSIR conforme sugerido em Pirrone *et al.*, (2005).

5.3.2. Classificação dos *Indutores (drivers)* e *Pressões (pressures)*

Visando a hierarquização dos indicadores, foram aplicados os critérios de qualificação apresentados na Tabela 88, baseado no proposto em Ohl *et al.*, (2009), para análise da importância relativa dos indicadores de *Indutores* e *Pressões*. Assim, foi possível identificar as ações mais eficientes, se o momento de sua execução estava adequado para atingir os objetivos propostos, assim como a efetividade da governança e qual o indicador de monitoramento socioambiental que deve ser utilizado

Tabela 88: Qualificação dos *Drivers* e *Pressures* com base nos critérios propostos por Ohl *et al.*, (2009).

Critério	Avaliação	Base de dados
Potencial de gerar impacto sobre as variáveis de estado relacionadas à eutrofização e sobre a biodiversidade (terrestre e aquática)	Danos potenciais, probabilidade e reversibilidade	Revisão da literatura
Vulnerabilidade em função da área geográfica e das metas	Área de abrangência e conectividade entre ecossistemas	Resultados do presente estudo (Caps. 2, 3 e 4) e revisão da literatura
Dependência em função do tempo	Aceleração, persistência e lapso de tempo (entre o <i>Driver/Pressure</i> e o impacto na Biodiversidade)	Resultados do presente estudo (Caps. 2, 3 e 4) e revisão da literatura
Envolvimento da População	Imperceptível (invisível para a população), disponibilidade de informações e a mobilização da população	AGERH/CESAN Comitês e Consórcios gestores/ONGs

Com base nesses critérios, os indicadores *Indutores* e *Pressões* podem ser classificados em níveis de *baixa*, *média* e *alta* significância, facilitando quando da identificação e priorização das ações de gestão visando reversão, minimização ou eliminação dos impactos existentes. Assim, através da estrutura DPSIR e tendo como base as informações levantadas e produzidas com relação aos aspectos biofísicos, socioeconômicos e de governança das bacias hidrográficas que drenam para o SEBV, foi feita a identificação dos principais fatores que exercem pressão sobre os recursos hídricos nas bacias. Também foram identificadas alterações no estado dos fluxos, os efeitos (impactos) e como a sociedade vem atuando na manutenção e recuperação da qualidade ambiental do contínuo flúvio-estuarino.

5.3.3. Cenários

A análise de cenários parte da configuração atual das dimensões biofísica, socioeconômica e de governança. Foram identificados os planos e programas em execução e propostos relacionados à conservação dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas tributárias e no SEBV. Com base nessas avaliações foram consideradas as situações tipo: *Situação Atual (Business as Usual - BAU)*, considerada pessimista; *Política de Metas (Policy Target)*, considerada otimista; e *Cenário Verde (Deep Green)*, que visa a adoção das melhores estratégias e ações de gestão e governança ambiental.

Assim, foram elaborados os seguintes questionamentos:

- Se a atual situação de gestão (BAU) persistir, quais são as consequências ambientais para o SEBV, com a persistência dos *Indutores* e *Pressões*;

- Se a Política de Metas for adotada, quais as consequências ambientais para o SEBV, a partir da implantação de medidas corretivas, com programas, projetos e ações com prazos para sua efetivação, e
- Se o Cenário Verde for adotado, quais as consequências ambientais para o SEBV, se as propostas fossem além do simples controle dos problemas ambientais, mas sim, visando a total reversão dos problemas constatados na qualidade e quantidade dos fluxos para o SEBV, além da recuperação do próprio SEBV e precaução de novos problemas.

5.4. APLICAÇÃO DA ABORDAGEM DPSIR NAS BACIAS HIDROGRÁFICAS TRIBUTÁRIAS DO SEBV

A aplicação da abordagem DPSIR nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV permitiu avaliar os impactos socioambientais existentes e que são decorrentes das mudanças constatadas nos fluxos hidrológicos, à semelhança do observado por Bidone & Lacerda (2004) na Baía de Guanabara (RJ). As relações entre os diferentes aspectos físicos, ecológicos e sócio econômico incorporadas ao DPSIR são resumidas na Figura 63, com a identificação dos principais fatores atuantes no contínuo flúvio-estuarino-costeiro.

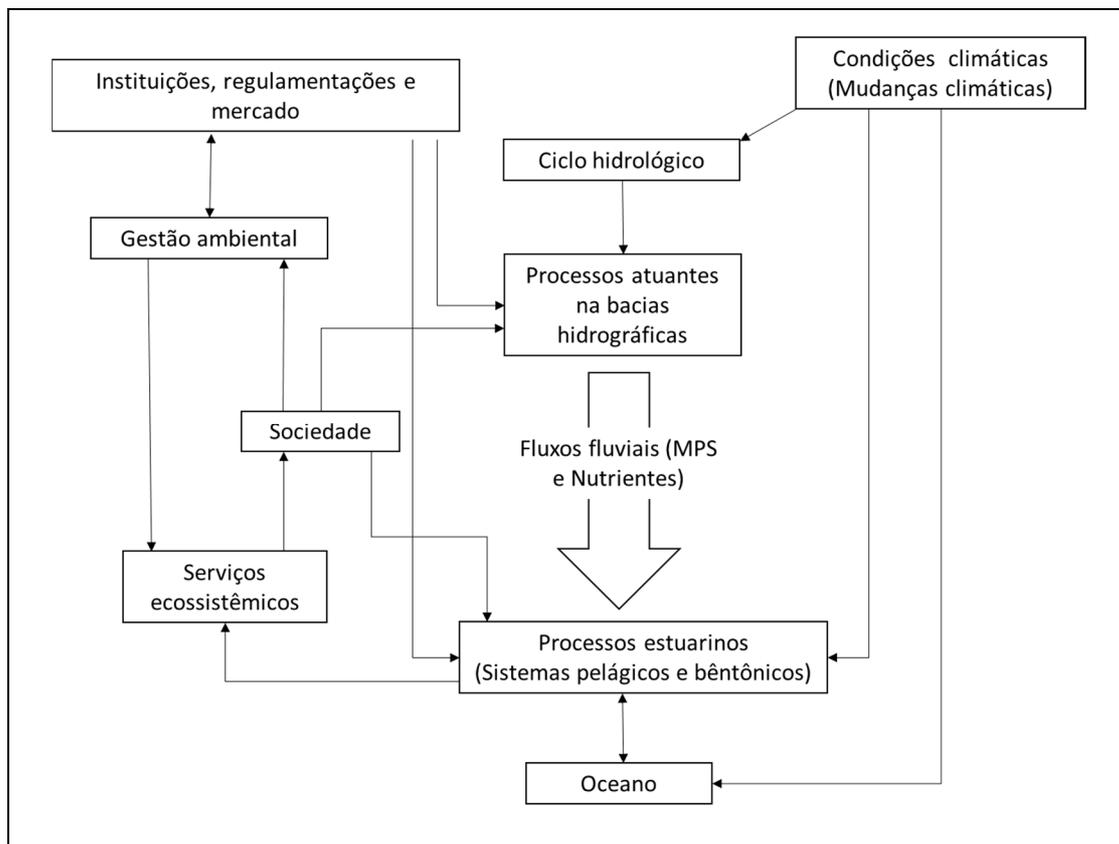


Figura 63: Relações existentes para o sistema flúvio-estuarino do SEBV (Modificado de Kroeze *et al.*, 2009).

Assim, com o DPSIR há a identificação e classificação dos **indutores** decorrentes das atividades antrópicas; quais as **pressões** que causam alterações nas bacias tributárias e ao SEBV; como está o **estado** atual da qualidade ambiental do SEBV; quais os **impactos** decorrentes e quais **respostas** que os gestores estão desenvolvendo visando mitigar os problemas ambientais existentes.

A seguir são apresentados os resultados obtidos com a abordagem DPSIR aplicada às bacias tributárias e SEBV, tendo como base as informações levantadas e produzidas nos Capítulos 2, 3 e 4.

5.4.1. Indutores

Os municípios abrangidos pelas bacias tributárias do SEBV são Santa Maria de Jetibá, Santa Leopoldina, Serra, Vila Velha, Cariacica, Viana e Vitória, sendo que em 2010 a população distribuída nas bacias totalizava 1.159.350 habitantes, com 1.115.760 (96,2 %) na porção urbana e 43.590 (3,8 %) na porção rural (Tabela 89), representando cerca de 72,0 % da população total desses municípios (1.611.809).

Tabela 89: População das bacias do SEBV em 2010 (Baseado em IBGE, 2011).

Nome da Bacia	População (2010)				
	Total	Urbana	% Urbana	Rural	% Rural
Rio Santa Maria - SMV	74.300	32.678	44,0	41.622	56,0
São Pedro-Santo Antônio - SPA	119.605	119.605	100,0	0	0,0
Rio Bubu – BU	45.194	44.549	98,6	645	1,4
Canal da Passagem Norte – PSN	149.299	149.299	100,0	0	0,0
Canal da Passagem Sul - PSS	93.705	93.705	100,0	0	0,0
Mestre Álvaro – Contorno – MAC	51.024	50.929	99,8	95	0,2
Marinho-Formate – MF	277.575	276.347	99,6	1.228	0,4
Rio Aribiri – AR	93.608	93.608	100,0	0	0,0
Praia da Costa e Canal – PC	159.305	159.305	100,0	0	0,0
Rio Itanguá - ITA	95.735	95.735	100,0	0	0,0
Total	1.159.350	1.115.760	96,2	43.590	3,8

É possível constatar o perfil urbano das bacias, com a maioria da população situada integralmente em áreas urbanas. A exceção é a bacia do rio Santa Maria da Vitória, cuja maior parte da população é rural, reflexo das características dos Municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá.

Conforme apresentado no Capítulo 4, constata-se que a população desses municípios é resultante de um processo que se iniciou com a implantação de projetos industriais a partir da década de 1970, que atraíram para a cidade a população rural que ficou desempregada após a

erradicação dos cafezais. Houve um considerável processo de imigração de outros estados do país, deflagrando o problema do crescimento populacional desordenado, de modo que ao longo das décadas de 1960 a 1980, o conglomerado urbano foi se expandindo. A região metropolitana apresenta as maiores densidades populacionais, variando de 208 a 3.800 hab.km⁻², no caso de Vitória. Os municípios da região serrana apresentam densidade populacional menor, entre 17 e 46 hab.km⁻². A evolução da população do município de Serra se destaca, uma vez que passou de 17.286 para 409.267 habitantes no período de 1970 a 2010, um incremento de 2.367 % no período, representando uma taxa de crescimento de 8,2 % ao ano (Figura 64). Considerando que o SMV é o manancial de abastecimento para o município de Serra, atendendo ao consumo humano e industrial, há o que se configura um típico caso de transposição de bacia, uma vez que somente 15,0 % da área do município está contida na bacia do SMV, que atende a 100 % do consumo municipal.

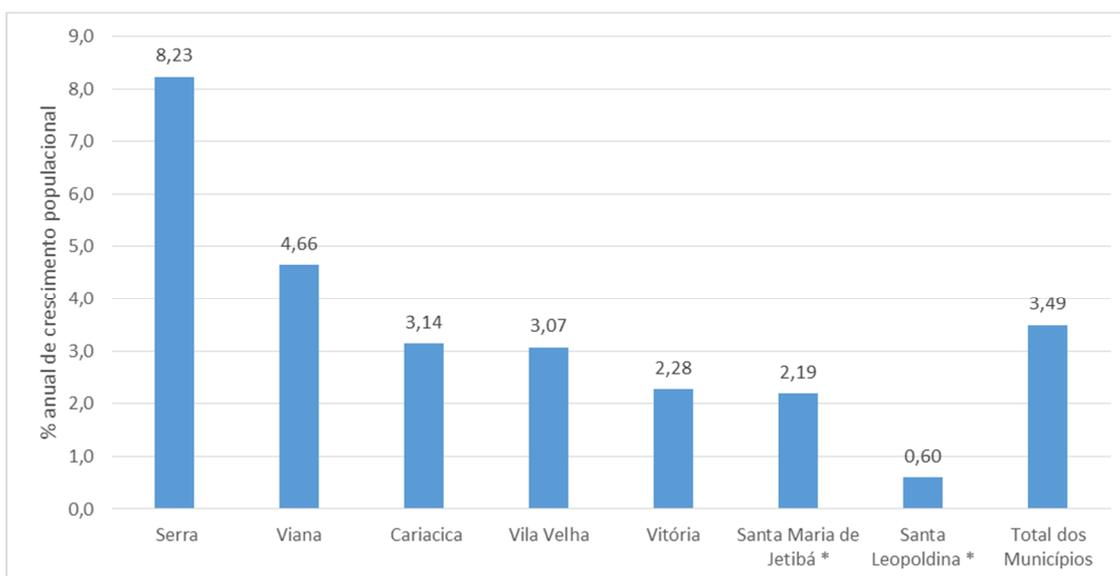


Figura 64: Taxa de crescimento anual da população, 1970 – 2010, nos municípios das bacias hidrográficas.
* calculado a partir dos dados de 1991, em função do desmembramento do município de Santa Maria de Jetibá.

O conhecimento do uso e cobertura da terra e suas alterações é fundamental na identificação dos indutores, uma vez que o fluxo de materiais numa bacia hidrográfica é governado por fatores biofísicos e antrópicos (Burbridge *et al.*, 2005). Estudos visando entender como esses processos são afetados por fatores decorrentes das alterações do uso da terra, como o desmatamento, expansão urbana e despejo de esgotos, são extremamente necessários e urgentes (Figueiredo *et al.*, 2011). Dessa forma, quanto ao uso da terra na área de estudo, conforme apresentado no Capítulo 2, constata-se que as áreas de floresta dominam, com cerca de 43,0 % da área total de drenagem para o SEBV, seguidos de áreas de cultura e pastagem com

15,6 e 14,8 % respectivamente. As áreas urbanas estão concentradas na região do entorno do SEBV, reflexo da aglomeração urbana da Grande Vitória, e, apesar de representar 8,2 % do total da área das bacias, concentram 96,2 % da população. As áreas urbanas, em conjunto com as atividades agropecuárias, constituem significativos *indutores* de *pressões* ambientais sobre os ecossistemas na região de estudo.

A avaliação das transformações ocorridas na paisagem das bacias tributárias do SEBV no período de 1980 a 2010, indica a redução das áreas naturais (i.e, florestas) e também das seminaturais (i.e., agricultura e pecuária). Por outro lado, houve um considerável incremento das áreas urbano-industriais em aproximadamente 11,0 %, reflexo do grande aumento e concentração da população na Grande Vitória, ocorrido ao longo do período considerado. Essa situação é reforçada com a análise da expansão das áreas urbanas, com Santa Maria de Jetibá apresentando o maior crescimento da área urbana, seguido pelo município da Serra, 4.356,3 e 2.216,7 %, respectivamente. Cariacica apresentou o maior aumento nominal (44,9 km²), se mantendo como o município com a maior área urbana nas bacias (total de 64 km²), enquanto Santa Leopoldina, apesar de apresentar o 3º maior percentual de aumento da área (1.246,7 %), ainda permanece com a menor área urbana entre os municípios estudados (1,9 km²).

A Região Metropolitana constitui a parte mais dinâmica da economia do Estado, formando um conglomerado urbano-industrial que concentra o maior volume de investimentos públicos e privados, enquanto a região serrana tem vocação agropecuária, em especial com culturas de café, milho, feijão, arroz, banana, cana-de-açúcar, aipim, mandioca, hortaliças e frutas, além da atratividade turística dos municípios (AGERH, 2015a). Essa dinâmica se reflete na participação dos municípios no PIB estadual, aonde quatro dos quais estão situados nas primeiras posições no estado (Vitória 1º, Serra 2º, Vila Velha 3º e Cariacica 4º), enquanto Santa Leopoldina apresenta o pior desempenho, ficando na 54ª posição. Com relação a participação de cada município estudado no total do PIB estadual, o destaque positivo é Vitória, que responde por mais de 30,0 % do PIB do estado, além da Serra e Vila Velha, com 15,5 e 8,5 %, respectivamente, correspondendo a mais de 50,0 % do PIB total do estado. Quando avaliada a evolução temporal do PIB municipal (1999 a 2010) contata-se que os menores crescimentos foram gerados por Santa Leopoldina, o que evidencia que o processo de desenvolvimento do estado foi alavancado principalmente pelos municípios localizados na região metropolitana de Vitória (AGERH, 2015a), sendo que Santa Maria de Jetibá se destaca positivamente também, apesar de pertencer a região Serrana, com um PIB per capita que passou de R\$ 3.677,00 em 1999 para R\$ 16.561,00 em 2010 (IJSN, 2015). Essa evolução econômica de Santa Maria de Jetibá é reflexo da expansão das atividades agropecuárias, particularmente as atividades ligadas a avicultura.

Os municípios da Grande Vitória possuem predominância nas atividades do setor terciário, de comércio e serviços, compondo mais de 45,0 % de cada um, mas a participação relativa do setor industrial (junto com construção e serviços de utilidade pública) também é bastante significativa, com destaque para o município da Serra que tem na indústria a produção de 42,3 % de seu PIB, que se configura como um fator de destaque na demanda de consumo de água, oriunda da bacia do SMV. O setor primário (agropecuária) na produção de bens e serviços municipais é destaque em Santa Leopoldina, com 44,3 % e em Santa Maria de Jetibá, com 55,6 %, o que vem a reforçar a preocupação com a eventual disponibilização de nutrientes por essas atividades na bacia do SMV. Com relação a evolução temporal, são observadas variações na participação dos setores no período de 1999 a 2010, com ligeira tendência de diminuição na participação da agropecuária (exceto Santa Maria de Jetibá), mas sem alterar o perfil das atividades econômicas dos municípios. Dessa forma a composição e valores dos PIBs explicam a expansão das áreas urbano-industriais, o que seria natural em função do aumento populacional e de atividades produtivas na Grande Vitória, assim como das atividades agropecuárias, notadamente no município de Santa Maria de Jetibá, município no qual o setor primário predomina.

O conhecimento e entendimento dos fatores e processos antrópicos são primordiais na definição das diferentes fontes potenciais de N e P (Smith *et al.*, 1999; National Research Council, 2003; Herman *et al.*, 2005). As fontes de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo, podem ser de origem pontual (e.g., lançamento de efluentes domésticos) ou difusa (e.g., transportadas de áreas agrícolas), vindo a causar significativas alterações na qualidade das águas dos corpos receptores (Smith *et al.*, 1999; Eschrique *et al.*, 2010). Dessa forma, as estimativas de emissões de nutrientes refletem essas características de uso e ocupação das bacias tributárias do SEBV, da intensa e concentrada urbanização e atividades industriais na região de entorno do SEBV e atividades agropecuárias nos municípios serranos. Estas atividades podem intensificar os fluxos de nutrientes para o SEBV e eventualmente acelerar o processo de eutrofização.

Conforme apresentado no Capítulo 3, as estimativas de emissões de N e P das bacias hidrográficas para o SEBV correspondem a um total de 10.733,06 e 5.467,16 ton.ano⁻¹, respectivamente. A bacia SMV se apresenta com o maior potencial de contribuição, representando 80,0 e 90,0 % das emissões totais de N e P, respectivamente (Tabela 90). As emissões expressivas de N e P verificadas para a bacia do SMV, justificam-se pela vocação econômica da região, principalmente a avicultura e agricultura, assim como a sua maior

extensão de área com relação às demais bacias, pois representa 81,0 % da área total das bacias tributárias do SEBV.

Tabela 90: Contribuições totais (ton.ano⁻¹) e relativas (%) das emissões de N e P para o SEBV pelas bacias tributárias.

Bacias	N		P	
	ton.ano ⁻¹	%	ton.ano ⁻¹	%
SMV	8.624,2	80,0	4.912,1	89,6
MF	725,5	6,7	192,9	3,5
PC	300,7	2,8	82,4	1,5
ITA	240,3	2,2	65,1	1,2
PSN	200,4	1,9	51,2	0,9
SPA	153,1	1,4	39,7	0,7
BU	152,0	1,4	37,8	0,7
AR	138,0	1,3	35,8	0,7
MAC	135,6	1,3	33,0	0,6
PSS	114,0	1,1	30,4	0,6
Total	10.783,7	100,0	5.480,4	100,0

Quando analisados a partir das categorias de emissão, os resultados associados às atividades antrópicas se destacam, particularmente pecuária e efluentes domésticos, que somados representam 90,0 e 96,0 % do total de N e P, respectivamente (Tabela 91).

Tabela 91: Contribuições relativas das diferentes fontes de emissões de N e P.

Fonte de emissão	N		P	
	ton.ano ⁻¹	%	ton.ano ⁻¹	%
Pecuária	8.000,4	74,2	4.801,4	87,6
Esgoto	1.706,3	15,8	492,4	9,0
Escoamento superficial urbano	432,4	4,0	71,3	1,3
Deposição atmosférica	292,1	2,7	8,3	0,2
Agricultura	281,5	2,6	61,8	1,1
Solos	40,1	0,4	28,5	0,5
Resíduos Sólidos	30,9	0,3	16,6	0,3
Total	10.783,7	100,0	5.480,4	100,0

Conforme apresentado na Tabela 92, as maiores emissões de N e P por efluentes domésticos foram encontradas nas bacias MF e PC, com 30,0 e 16,0 % do total, respectivamente, refletindo a elevada densidade populacional.

Tabela 92: Contribuições totais (ton.ano^{-1}) e relativas (%) das emissões de N e P oriundas do efluente doméstico para o SEBV pelas bacias tributárias.

Bacias	N		P	
	ton.ano^{-1}	%	ton.ano^{-1}	%
MF	495,7	29,1	143,0	29,0
PC	266,5	15,6	76,9	15,6
ITA	196,7	11,5	56,7	11,5
PSN	149,0	8,7	43,0	8,7
SPA	119,4	7,0	34,4	7,0
SMV	107,7	6,3	31,1	6,3
AR	106,4	6,2	30,7	6,2
PSS	93,5	5,5	27,1	5,5
BU	92,1	5,4	26,6	5,4
MAC	79,3	4,6	22,9	4,6
Total	1.706,3	100	492,4	100

Ao normalizar os fluxos estimados (ton.ano^{-1}) pela área de cada bacia hidrográfica (km^2), para o conjunto das bacias tributária do SEBV, obtém-se valores de 5,6 e 2,8 $\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ de N e P, respectivamente (Tabela 93). PC apresenta a maior geração, tanto para N (20,1 $\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) quanto para o P (5,5 $\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$), para uma área que representa 0,8 % da área total das bacias. Em seguida ITA (13,4 e 3,6 $\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ de N e P, respectivamente) e PSS (11,4 e 3,0 $\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ de N e P, respectivamente). Essas bacias apresentam como características comuns a alta densidade populacional e alto grau de urbanização, fatores determinantes para a geração de N e P.

Tabela 93: Emissões específicas de N e P por área ($\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$) das bacias tributárias do SEBV.

Bacias	$\text{ton.km}^{-2}.\text{ano}^{-1}$	
	N	P
PC	20,1	5,5
ITA	13,4	3,6
PSS	11,4	3,0
AR	9,6	2,5
SPA	8,4	2,2
PSN	7,7	2,0
SMV	5,5	3,1
MF	5,4	1,4
BU	3,0	0,7
MAC	1,8	0,4
Total	5,6	2,8

A posição estratégica das bacias tributárias do SEBV, principais mananciais de abastecimento para Grande Vitória, além da existência de atividades agrícolas, tornam as bacias objeto de diferentes demandas de utilização dos recursos hídricos. Dados de 2014 indicavam um total de 201 pedidos de outorga de uso dos recursos hídricos nas bacias, com finalidades de irrigação e diluição de efluentes, reflexo de duas características das bacias: atividades agropecuárias na região serrana e grande concentração de população e atividades produtivas no entorno do SEBV. A captação superficial nas bacias é de aproximadamente $294.000 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ (AGERH, 2015a, CESAN, 2015b), e o volume médio captado no Rio Santa Maria, $270.000 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ ou $3,1 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, equivale a aproximadamente 21,0 % da média anual da vazão medida na estação fluviométrica situada em Santa Leopoldina, $14,7 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. (HIDROWEB/ANA, 2015).

Com base no exposto acima, pode-se concluir que os principais *indutores* são representados pelas atividades agrícolas e pecuárias, urbanização e industrialização, captação para irrigação e consumo humano e industrial. A Tabela 94 apresenta a classificação tendo como base o proposto em Ohl *et al.*, (2009), e considerando os aspectos de potencial de dano, probabilidade de ocorrência, escala de abrangência, conectividade e irreversibilidade.

Tabela 94: Classificação dos *indutores* de pressões ambientais para o SEBV.

Critério		Indutores					
		Agricultura	Pecuária	Irrigação	Urbanização	Industrialização	Consumo de água
Potencial de dano		M	M	M	A	A	M
Probabilidade de ocorrência		M	M	M	A	A	A
Área de Abrangência	SEBV*	B	B	B	A	A	A
	GV	B	B	B	A	A	A
	Bacias Tributárias	A	A	A	B	B	B
Rapidez entre causa e efeito		B	B	B	M	M	B
Irreversibilidade da mudança		M	M	M	A	A	B

Vermelho: Alto; Amarelo: Médio; Verde: Baixo.

* conforme delimitação apresentada nos Capítulos 1 e 2.

A urbanização e industrialização apresentaram alto *potencial de danos*, considerando a sua concentração e expansão na região da Grande Vitória e no entorno do SEBV, assim como alta *probabilidade de ocorrência*. Isso se deve a tendência de expansão das atividades industriais nas áreas já consolidadas, visando aproveitar sinergias e infraestruturas existentes. Uma vez que a urbanização está sempre associada a esse tipo de atividade, a industrialização e a expansão das cidades leva a um alto grau de *irreversibilidade das mudanças* causadas nos ecossistemas e na paisagem. A agricultura e pecuária apresentam uma *área de abrangência* distribuída ao longo das bacias tributárias, levando a expansão e concentração nessas áreas além da Região Metropolitana, resultando em *potencial médio* de incremento da irrigação. O consumo da água

para atividades humanas e industriais se mostra com *potencial de dano* médio, uma vez que, mantida a vazão ecológica, os ecossistemas aquáticos mantêm os serviços ecossistêmicos, porém o consumo de água ocorre de forma permanente, em função da constante expansão das cidades e das atividades industriais, apesar da possibilidade de captação de novas fontes de água.

Nesse contexto, deve ser ressaltada a afirmativa de Pirrone *et al.*, (2005) que as atividades antrópicas que compõe os sistemas produtivos são influenciadas pelos interesses das partes envolvidas e pelo estilo de vida das populações, considerados os aspectos socioeconômicos mais importantes. Entretanto, cabe ressaltar que tanto a estrutura produtiva, quanto os sistemas sociais, são afetados aos sistemas legais e pela disponibilidade de água. Os indutores identificados para o SEBV e suas bacias tributárias são semelhantes aqueles identificados por Marques *et al.*, (2004), como os principais responsáveis pela perda de hábitat e ambientes aquáticos na costa Atlântica brasileira, a saber: mudanças no uso da terra, barramentos de rios e captação de água.

Deve-se ressaltar ainda que além dos *indutores* antrópicos, os gestores também devem estar atentos a eventos hidrológicos extremos, como a estiagem que ocorreu no estado do Espírito Santo ao longo do ano de 2014 e que se manteve no ano de 2015. Devido à seca, as vazões do SMV foram significativamente baixas, com vazão de até $2,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, medida em 21 de abril de 2015, o equivalente a 60,0 % da vazão crítica, $3,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (AGERH, 2015c). Considerando o uso prioritário para abastecimento humano, essa baixa vazão estaria comprometendo os manguezais do SEBV. Neste sentido cabe destacar também o fato de que a precipitação na América do Sul possui uma grande variabilidade ao longo do ano, e que, mudanças climáticas associadas ao aumento das emissões de gases de efeito estufa, possuem capacidade de alterar essas quantidades sazonais de precipitação, além das naturais variações associadas ao evento El Niño (Grimm, 2011). Para Whelan *et al.*, (2010) diversos processos são afetados como resultados das mudanças climáticas, (e.g. volume de chuvas, evapotranspiração, escoamento superficial), com conseqüente alterações nas transferências de sedimentos e poluentes de fontes difusas do solo para as águas dos rios e na capacidade de diluição dos corpos hídricos.

5.4.2. Pressões e Estado

Conforme EEA (1999) as pressões ambientais exercidas a partir de atividades antrópicas originam mudanças no estado dos ecossistemas. Assim, torna-se necessário conhecer e descrever o nível de variação do *estado*, uma vez exercidas essas *pressões*, com essa caracterização sendo um parâmetro para avaliação da ação dos *indutores* (Pirrone *et al.*, 2005).

Conforme Crossland *et al.*, (2005), as ações humanas vêm alterando drasticamente a zona costeira, com um constante incremento das pressões antrópicas, e, conseqüentemente, degradação dos ecossistemas aquáticos à jusante e seus recursos, com prováveis e imprevistos desdobramentos para toda a sociedade.

No caso das bacias tributária do SEBV, o crescimento econômico, representado pela urbanização e industrialização, significa um maior despejo de efluentes domésticos e industriais nos sistemas fluviais e estuarinos, agravando a eutrofização, além da geração de resíduos sólidos. Há, ainda, a necessidade de novas áreas para expansão das atividades urbanas e industriais, o que induz desmatamentos, assim como magnificando a erosão do solo.

A agricultura e a pecuária desencadeiam *pressões* como aportes de nutrientes, resultantes do excesso de fertilizantes utilizados na agricultura, assim como produção de esterco animal, que podem escoar diretamente para os cursos d'água ou aplicados nas plantações.

A captação da água para irrigação e consumo humano e industrial nas bacias potencializa as alterações hidrológicas, sendo muitas vezes agravada em função da implantação de barramentos para diferentes fins, levando a redução da descarga fluvial para o SEBV.

A Tabela 95 apresenta a classificação da significância das *pressões* identificadas, tendo como base o proposto em Ohl *et al.*, (2009), e considerando os aspectos de potencial de dano, probabilidade de ocorrência, escala de abrangência, conectividade e irreversibilidade.

Tabela 95: Qualificação das *Pressões* existentes nas bacias tributárias e no SEBV.

Critério	Pressões							
	DES	NUTRI	RS	ESG	IND	CAPT	TRAN	BARR
Potencial de dano	A	M	B	A	A	M	B	M
Probabilidade de ocorrência	B	A	M	A	B	A	A	B
Área de Abrangência	SEBV*	B	A	A	A	B	B	B
	GV	M	B	A	A	A	A	B
	Bacias	A	B	M	A	B	M	A
Rapidez entre causa e efeito	A	M	B	M	B	M	B	A
Irreversibilidade da mudança	A	M	B	M	A	B	B	A

DES: Desmatamento; NUTRI: Aumento da carga antrópica de nutrientes; RS: Despejo de resíduos sólidos; ESG: Despejo de esgoto doméstico; IND: Lançamento de efluentes industriais; CAPT: Retirada de água; TRAN: Transposição de bacias; BARR: Barramentos.

Vermelho: Alto; Amarelo: Médio; Verde: Baixo.

* conforme delimitação apresentada nos Capítulos 1 e 2.

O “desmatamento” é a pressão ambiental mais significativa, em função do *potencial de dano*, uma vez que há alteração do sistema natural, a sua *área de abrangência*, o *curto espaço de tempo* que decorre entre causa e efeito do impacto, além da sua *irreversibilidade*. O “despejo de esgoto doméstico” possui alto *potencial de danos* aos recursos hídricos, em função da alteração da qualidade das águas, decorrente do aumento da carga antrópica de nutrientes, uma *grande probabilidade*, em função do serviço insuficiente de coleta, tratamento e disposição adequada de esgoto doméstico, o que ocorre ao longo de toda a área de estudo.

O componente *Estado* na estrutura DPSIR se configura como o ponto inicial para que possa fazer as análises de cenários, fornecendo informações quantitativas sobre a situação das águas, do ponto de vista de qualidade e disponibilidade, assim como eventuais iniciativas para redução de emissões de poluentes necessárias para se que possa atingir futuras metas de qualidade (Pirrone *et al.*, 2005).

A alteração do regime de vazões, incluindo sua sazonalidade, pode gerar profundas modificações na circulação e nas condições físico-químicas dos estuários (Souza & Knoppers, 2003). A redução das vazões resulta em uma maior extensão da intrusão salina, no aumento do tempo de residência da água no estuário. Embora haja redução da carga de sedimentos e de material dissolvido e na potencial formação de zona de turbidez máxima, o aumento do tempo de residência pode ainda resultar em incremento das concentrações de poluentes e microrganismos patogênicos (Alber, 2002). Para o delta do Rio Colorado (EUA), de acordo com Montagna *et al.*, (2013), os efeitos da diminuição dos aportes de água doce das bacias tributárias resultaram em impactos biológicos e na qualidade das águas, havendo uma diminuição no aporte de sedimentos e nutrientes e aumento na salinidade e na concentração de poluentes.

A redução da descarga de água e sedimentos após a construção de barragens invariavelmente resulta em decaimento da produtividade primária (Wolanski *et al.*, 2006), perda de recursos pesqueiros (Knoppers *et al.*, 2006), com consequências para o desenvolvimento da estrutura trófica e o recrutamento de peixes em estuários e na zona costeira adjacente (Ittekkot *et al.*, 2000; Alber, 2002; Molisani *et al.*, 2004, Molisani *et al.*, 2007; Chicharo *et al.*, 2006), além da diminuição da biomassa e produtividade fitoplanctônica; redução no tamanho dos camarões; (Mikhailov & Isupova, 2008) e degradação das áreas de manguezais (Lacerda & Marins, 2002).

Chan *et al.*, (2002) avaliando o impacto das alterações no padrão de uso e cobertura da terra na hidrologia e qualidade das águas no estuário do rio Swan (Austrália), constataram que a biomassa e sucessão do fitoplâncton foram pouco afetadas pela regularização das vazões, decorrentes de barramentos na bacia hidrográfica. Entretanto, o aumento do aporte de

nutrientes, decorrente de desmatamentos e aumento da atividade agrícola, resultou no aumento da biomassa de fitoplâncton, particularmente diatomáceas e dinoflagelados. Ao avaliarem os efeitos da variação do aporte de água doce em estuários da Flórida (EUA), Montagna *et al.*, (2013) concluíram haver uma clara correlação entre a salinidade e as características da macrofauna. A distribuição das espécies de moluscos era controlada prioritariamente pelas características da coluna d'água, mais do que pela composição sedimentar. A estrutura das comunidades da macrofauna apresentava grupamentos associados às zonas de salinidade. Já, estudos realizados na Baía de São Francisco (EUA), constataram alterações nas comunidades biológicas, particularmente espécies de peixes. Uma outra consequência foi a ausência de florações de fitoplâncton durante períodos de vazões fluviais muito reduzidas na baía, tendo reflexos na cadeia alimentar pelágica, recrutamento de peixes e na produtividade pesqueira. Também foram constatadas alterações na composição do fito e zooplâncton no estuário do rio Guadiana (Portugal e Espanha), resultante de alteração na salinidade, na concentração de nutrientes e turbidez, em função da amplitude da variação dos aportes de água doce. A diminuição da abundância de pós-larvas de camarões, da captura de algumas espécies de peixes, assim como na abundância de espécies de moluscos bivalves, foi constatada no delta do Rio Colorado (EUA), em função do menor aporte de água doce (Montagna *et al.*, 2013). Efeitos semelhantes foram observados no estuário do Rio Guadiana (Portugal e Espanha) e no estuário da bacia do rio Murray-Darling (Austrália), sendo constatadas alterações na distribuição de espécies e diminuição da abundância e da biomassa total de peixes. Conforme o Capítulo 4, a ocupação do entorno do SEBV é caracterizada pela urbanização e industrialização da área de estudo, sendo possível constatar despejo inadequado de resíduos sólidos. O município de Santa Leopoldina, por exemplo, coleta somente 35,0 % do resíduo gerado (SNIS, 2015). A destinação inadequada de resíduos sólidos resulta numa emissão total de 30,9 e 16,6 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente. O despejo de esgoto doméstico sem tratamento resulta numa emissão de 1.706,0 e 492,4 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente, uma vez que o universo de atendimento e destinação adequada é, em média, de 31,9 % da população dos municípios das bacias hidrográficas tributárias do SEBV (CESAN, 2015b).

A atual cobertura florestal das bacias tributárias do SEBV é de 43,0 %, cobertura que teve redução de 2,0 % (aproximadamente 20 km²) no período de 1980 a 2010. Conforme apresentado no Capítulo 4, as áreas desmatadas foram ocupadas por sistemas urbano -industriais e por atividades agropecuárias. A relação de deterioração da qualidade das águas por microrganismos entéricos, N e P e bacias hidrográficas com predominância do uso da terra por áreas urbanas e agrícolas apresenta forte relação positiva. Com a relação sendo negativa em bacias em que a

cobertura florestal seja predominante. Esse padrão tem sido encontrado, inclusive, em bacias de países desenvolvidos, como nos EUA (Tong & Chen, 2002). Os autores também constataram que as maiores emissões de nutrientes por área (quantidade de N e P.área⁻¹) seriam originadas das áreas agrícolas das bacias estudadas. Resultados semelhantes foram obtidos por Bu *et al.*, (2014) para a bacia hidrográfica do rio Taizi, na China, com as áreas com cobertura florestal contribuindo positivamente para a qualidade das águas.

A qualidade das águas das bacias hidrográficas tributárias do SEBV sofre os efeitos dessas pressões, apresentando comprometimento nas estações à jusante, próximo à foz dos rios, particularmente dos Rios Itanguá, Aribiri e Marinho. Esta tendência vem se mantendo ao longo do período de monitoramento desenvolvido pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente – IEMA e Agência Estadual de Recursos Hídricos – AGERH, 2009 a 2014 (Tabela 96), independente de eventuais avanços na implantação de sistema de coleta e tratamento de esgoto (CESAN, 2015a). Essa situação é confirmada por Curbani (2016), em que concentrações mais elevadas de NH₄₊ e NH₃ foram constatadas próximas ao Rio Itanguá (25,0 e 0,4 mg.N.L⁻¹, respectivamente) e no Canal da Costa (4,0 e 0,14 mg.N.L⁻¹, respectivamente), enquanto as concentrações de NO₃ são mais elevadas próximo às desembocaduras dos Rio Itanguá, Bubu e Aribiri (1,4; 0,9 e 0,8 mg.N.L⁻¹, respectivamente).

Tabela 96: Resultados do Índice de Qualidade das Águas - IQA, média anual no período de 2009 a 2014, nas estações de amostragem à jusante nos rios tributários do SEBV (AGERH, 2014a).

Rio	Estação	IQA (Média Anual)					
		2009	2010	2011	2012	2013	2014
SM Vitória	SMV1C020	73	60	75	64	68	71
Rio Bubu	BUB1C010	42	61	67	46	38	51
Rio Itangua	ITG1C002	21	17	19	25	23	29
Rio Aribiri	ARI1C001	18	18	20	23	18	14
Rio Marinho	MAR1C020	22	18	22	25	20	22

Classes do IQA: 80-100 Ótima; 52-79 Boa; 37-51 Razoável; 20-36 Ruim; 0-19 Péssima.

Os resultados de fósforo total no ano de 2014, apresentados no Capítulo 2, quando comparados com o limite previsto na legislação, Resolução CONAMA Nº 357 de 2005, evidenciam o comprometimento da qualidade das águas, sendo possível constatar que a maioria das concentrações estão acima do limite estabelecido para as águas salobras de Classe 1. As águas dessa Classe possuem os seguintes usos preponderantes: recreação de contato primário, proteção das comunidades aquáticas; aquicultura e pesca. A análise dos resultados do Programa de Monitoramento (AGERH, 2014a) para o nitrogênio total para o ano de 2014, reforça o efeito do lançamento de esgoto *in natura*, com as maiores concentrações em áreas mais densamente ocupadas. Os quantitativos de coliformes termotolerantes e a presença de vírus entéricos,

conforme apresentado no Capítulo 2, comprometem a qualidade sanitária do SEBV. Foi constatada também a contaminação por metais pesados nos sedimentos (Jesus *et al.*, 2004; Costa *et al.*, 2015) e peixes (Joyeux *et al.*, 2004), assim como hidrocarbonetos oriundos de óleo mineral (Santos, 2007; Lehrback, 2012). Estas informações estão detalhadas no Capítulo 2.

A agricultura e pecuária promovem desmatamentos, resultando no aumento da erosão e carreamento de sólidos para os rios (Milliman & Farnsworth, 2011). Em decorrência dos desmatamentos há um aumento da turbidez e material particulado em suspensão - MPS nas águas, com potencial diminuição da produção aquática, assoreamentos dos cursos d'água e comprometimento da biodiversidade. Os autores ressaltam o papel das ações humanas (particularmente desmatamentos e agricultura), que podem incrementar em até 3 vezes a magnitude dos processos erosivos em bacias hidrográficas. Conforme ressaltam Whelan *et al.*, (2010) e Wohl *et al.*, (2012), desmatamentos podem resultar em incrementos das vazões nos rios, assim como alterações na dinâmica dos sedimentos, inclusive com aumento da produção desse material pelos rios.

Barroso *et al.*, (2015), constataram na porção norte do SEBV concentrações médias para MPS de $53,99 \pm 17,81 \text{ mg.L}^{-1}$, ($n=60$), enquanto a turbidez média foi de $6,5 \pm 8,21 \text{ UNT}$, ($n = 60$). No período de setembro de 2015 a fevereiro de 2016, Leite (em desenvolvimento) constatou valores de até $42,9 \text{ mg.L}^{-1}$ de MPS, com valores médios mensais de $15,3 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto que para turbidez os valores encontrados foram de 39,2 e 8,5 UNT, de máxima e média mensal, respectivamente. Cabe ressaltar que o MPS e a turbidez no SEBV podem ser decorrentes de esgotos domésticos e ressuspensão do sedimento do fundo.

Resultados dos monitoramentos realizados no SMV (AGERH, 2014a) refletem a associação da ocorrência de chuvas com o aumento da turbidez nas águas do SEBV. Os resultados de Turbidez obtidos variaram entre 3,9 e 200 UNT em períodos seco (09/06/2014) e úmido (04/04/2013, após ocorrência de chuvas), respectivamente. Em estudo realizado no mês de maio de 2008 no SEBV, Moura *et al.*, (2011) obtiveram para MPS um valor médio máximo à superfície de $34,9 \text{ mg.L}^{-1}$. Barbosa (2010) constatou valores elevados de turbidez (maiores que 100 UNT), provavelmente associados a sólidos em suspensão trazidos pelos afluentes ao SEBV, particularmente o SMV. O estudo de Leite (em desenvolvimento) no período de setembro de 2015 a fevereiro de 2016, confirma essa associação (Figura 65), com os valores médios de turbidez e MPS apresentando tendência de aumento com o aumento do volume de chuvas. Os maiores valores médios (turbidez e MPS) foram obtidos no mês de fevereiro, após um período com volume de chuvas maior ocorrido em janeiro.

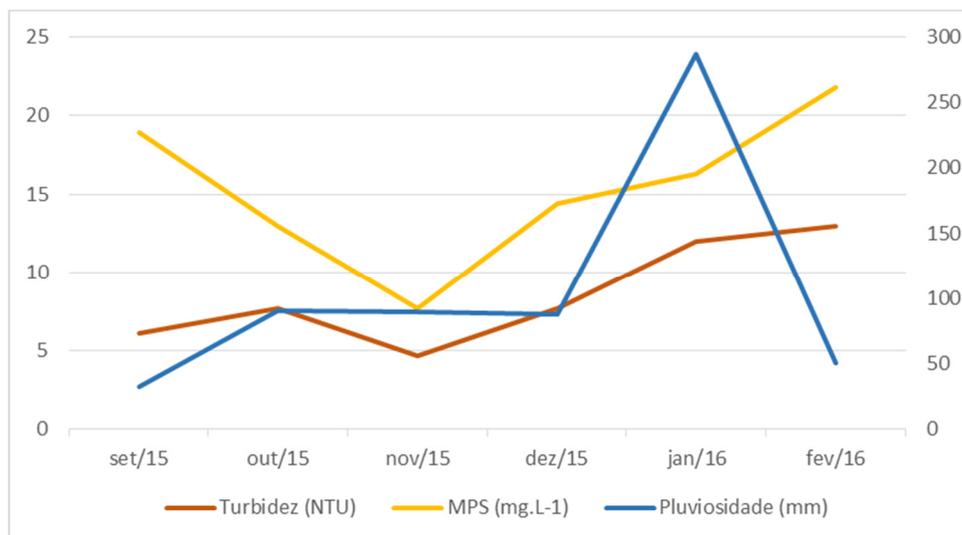


Figura 65: Resultados de MPS (mg.L^{-1}) e Turbidez (UNT) na porção norte do SEBV e correspondentes valores de pluviosidade médias (mm) no mês de amostragem. Valores médios mensais.

Os resultados MPS variaram entre um máximo de $42,9 \text{ mg.L}^{-1}$ (vazante sizígia) e $0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ (vazante quadratura), ambos obtidos no mês de setembro, provavelmente resultantes de uma maior pluviosidade ocorrida no mês de agosto que foi de $54,4 \text{ mm}$. Para turbidez, o maior valor, $39,2 \text{ UNT}$, foi observado no mês de fevereiro (vazante quadratura) após período com elevação da pluviosidade, com o menor valor, $1,3 \text{ UNT}$, sendo encontrado no mês de dezembro (vazante quadratura), após um período de baixa pluviosidade.

Whelan *et al.*, (2010) destacam que o transporte de sedimentos em bacias hidrográficas é mais sensível a alterações nas vazões dos rios, decorrentes de mudanças climáticas, do que mudanças decorrentes de ações antrópicas que afetam a produção de sedimentos (e.g. desmatamento). O aporte excessivo de sedimentos em suspensão pode ser constatado em situações de evento hidrológico extremo de pluviosidade, que resulta em um grande aporte de sedimentos ao SEBV, conforme pode ser observado no dia 26 de dezembro de 2013 (Figura 66a), para uma vazão média mensal de $130,1$ e máxima no dia 22 de $556,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$, respectivamente, sendo que no dia de obtenção da imagem, a vazão era equivalente a $310,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. Situação bastante diferente da imagem referente a 14 de junho de 2015 (Figura 66b), durante um período extremamente seco, com pluviosidades abaixo da média, que foi o ano de 2014 e início de 2015. No mês de junho de 2015 foram registradas $9,9 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ de vazão média mensal, máxima de $12,0 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ e $7,5 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ no dia de obtenção da imagem.



Figura 66: a: Imagem do satélite DigitalGlobe do SEBV após as chuvas extremas do mês de dezembro de 2013. Fonte: Google Earth, 26/12/2013. b: Imagem satélite DigitalGlobe do SEBV em situação de baixa pluviosidade. Fonte: Google Earth, 14/06/2015.

Uma outra consequência das atividades agropecuárias é o aporte de nutrientes, decorrente do excesso de aplicações e despejo de fertilizantes. No presente estudo, conforme apresentado no Capítulo 3, foram estimados aportes equivalentes a um total de 8.280,0 e 4.863,0 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente, nas bacias tributárias do SEBV. As maiores contribuições ocorrem na bacia do SMV, em função da vocação econômica da região, principalmente a avicultura e agricultura. Resultados obtidos por Curbani (2016) confirmam esse potencial de emissão, ao

indicar que o SMV recebe aportes de N-amoniaco em seu percurso. Quando analisados a partir das categorias de emissão os resultados associados às atividades de pecuária e agricultura representam 77,0 e 89,0 % do total de N e P, respectivamente. Deve ser ressaltado ainda, que as áreas ocupadas com essas atividades representam 30,0 % do total da área de estudo.

As emissões de N e P por fontes antrópicas nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV são, respectivamente, 31,5 e 147,7 vezes maiores que as oriundas de fontes naturais. As maiores contribuições são oriundas da pecuária (8.000,4 e 4.801,4 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente) e esgoto doméstico (1.706,3 e 492,4 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente). Essas contribuições de nutrientes, além das oriundas do processo erosivo, refletem nas concentrações observadas no SEBV. Estudos realizados por Barroso *et al.*, (2015), constataram na porção norte do SEBV, concentrações médias de 27,49 ± 29,58 ug.L⁻¹ para NH₄⁺; 48,00 ± 3,36 ug.L⁻¹ para NO₃⁻; 75,49 ± 32,95 ug.L⁻¹ para Nitrogênio Inorgânico Dissolvido - NID; 103,84 ± 25,07 para PT e 8,86 ± 9,55 ug.L⁻¹ para Clorofila, com n=80.

A captação de água para irrigação, consumo humano e industrial pode desregular o regime hidrológico, causando diminuição da quantidade de água nas bacias tributárias e no aporte para o SEBV. As vazões medidas no SMV devem observar uma característica importante, que é a presença de duas barragens em seu médio curso: a de Rio Bonito, de regulação anual; e a de Cachoeira Suíça, de regulação diária (Rigo, 2004). Cabe ressaltar que 100 % do consumo da água do município de Serra é oriundo do RSM, configurando transposição de bacia, pois somente 15,0 % da área do município está contida na bacia hidrográfica.

Uma questão importante associada à variação dos aportes de água doce nos estuários é a variação da salinidade resultante. Estudos realizados por Garção & Chacaltana (2009) e Barbosa (2010), constataram a influência da vazão do SMV na salinidade do estuário, cuja diminuição está associada a períodos de maiores vazões fluviais. Conforme resultados obtidos por Barroso *et al.*, (2015), a salinidade média na porção norte do SEBV foi 25,29 ± 3,80 (n = 80), com mínimas de 5,0 e máxima de 37,6 PSU. Como reflexo da estiagem ao longo dos anos de 2015 e 2016, Leite (em desenvolvimento) constatou elevada salinidade (>32 PSU) na porção norte do SEBV, em situações de maré vazante de sizígia, porém com baixa vazão do SMV (Tabela 97). Os valores mínimos e máximos encontrados foram de 6,3 (jan/16, maré vazante) e 35,8 PSU (out/15, maré vazante), respectivamente. É possível constatar que as maiores salinidades (máximas e médias) estiveram associadas às menores vazões no SMV, enquanto as menores salinidades (mínimas e médias) ocorreram no mês com maior pluviosidade, janeiro de 2016.

Tabela 97: Resultados de salinidade (PSU) média, máxima e mínima mensais, obtidos por Leite (em desenvolvimento) na porção norte do SEBV, com os respectivos valores de vazão (média mensal, $m^3.s^{-1}$) no SMV e pluviosidade mm (média mensal).

Mês de amostragem	Pluviosidade (mm)*	Vazão (média mensal, $m^3.s^{-1}$)*	Salinidade (média mensal)	Salinidade mínima	Salinidade máxima
set/15	32,0	5,2	30,5	28,0	32,8
out/15	90,0	4,2	35,1	34,4	35,8
nov/15	89,2	4,4	32,1	31,1	33,6
dez/15	87,5	9,4	27,9	24,3	31,2
jan/16	287,2	15,2	18,4	6,3	27,9
fev/16	50,6	17,0	21,2	12,9	30,8

*Fonte: Hidroweb/ANA (2016), estação 57130000 (Santa Leopoldina).

Em estudos realizados em estuários no Texas (EUA), Montagna *et al.*, (2013) ressaltam que a salinidade está inversamente associada a disponibilidade de nutrientes de origem terrígena, pois o aumento da disponibilidade dos nutrientes é resultante de maiores lixiviações que ocorrem com o aumento da pluviosidade. Salinidade baixa e elevada concentração de nutrientes são oriundos dos maiores aportes de água doce das bacias hidrográficas tributárias. O aumento da salinidade e consequente redução da concentração de nutrientes, resulta em aumento na biomassa secundária de fundo e diminuição da biomassa secundária pelágica. Situação inversa foi constatada por Chan *et al.*, (2002) no estuário do rio Swan (Austrália). O aumento do aporte de água no estuário, associado ao uma diminuição da salinidade, possibilitou o aumento da biomassa do fitoplâncton. Essas situações comprovam o que Montagna *et al.*, (2013) destacam como avanço na gestão de bacias hidrográficas, que é a inserção, na legislação do estado do Texas (EUA) em 1995, da necessidade de manutenção de fluxos aos estuários para suprir o aporte adequado de nutrientes e sedimentos, assim como evitar alterações no regime de salinidade. Os autores chamam atenção para uma questão fundamental a ser incorporado aos estudos científicos, às estratégias de gestão implementadas e as futuras autorizações de outorga de uso das águas: a definição da vazão mais adequada a conservação dos ecossistemas aquáticos à jusante. Além disso, cabe ainda ressaltar a necessidade de implantar monitoramentos visando documentar alterações de longo prazo nas populações e comunidades aquáticas influenciadas pelo aporte de água doce.

A Tabela 98 apresenta os *indutores* identificados, assim como as *pressões* desencadeadas e as variáveis representativas das condições de *estado* nas bacias tributárias e no SEBV.

Tabela 98: Pressões, indutores e variáveis de estado identificados.

Indutores	Pressões	Estado	
		Rede Fluvial	SEBV
Agricultura e Pecuária	Desmatamento: supressão de 16,2 km ² de florestas (1980-2010) Aporte de 8.280,0 e 4.863,0 ton.ano ⁻¹ de N e P, respectivamente, originados dessas atividades	Incremento de turbidez, MPS e nutrientes na água dos rios. Turbidez de até 200 UNT em períodos de chuvas (AGERH, 2014a) Aumento de 2.493 e 13.193 % nos aportes naturais de N e P, respectivamente, originados dessas atividades. Concentrações máximas de 79,0 e 3,5 mg.L ⁻¹ de N e P, respectivamente, no Rio Aribirí	Concentrações de até 252,5; ug.L ⁻¹ de NH ₄ ⁺ ; 60,1 ug.L ⁻¹ de NO ₃ ⁻ ; 312,6 ug.L ⁻¹ de NID; 222,4 ug.L ⁻¹ de PT e 49,3 ug.L ⁻¹ de Clorofila a (Barroso <i>et al.</i> , 2015).
Urbanização e Industrialização	Despejo de esgoto doméstico. Média geral de 31,9 % de atendimento (coleta e destinação adequada). Aporte de 1.706,0 e 492,4 ton.ano ⁻¹ de N e P, respectivamente	Efluentes domésticos sem tratamento. Aumento de 513,6 e 1.335,8 % nos aportes naturais de N e P, respectivamente, originados do despejo de efluentes domésticos	Concentrações de até 252,5; ug.L ⁻¹ de NH ₄ ⁺ ; 60,1 ug.L ⁻¹ de NO ₃ ⁻ ; 312,6 ug.L ⁻¹ de NID; 222,4 ug.L ⁻¹ de PT e 49,3 ug.L ⁻¹ de Clorofila a (Barroso <i>et al.</i> , 2015). Valores de até 1,5 x 10 ⁵ NMP.100mL ⁻¹ de coliformes termotolerantes (Pratte-Santos, 2014; Alves <i>et al.</i> , 2015). Metais pesados: concentrações nos sedimentos de até 660 µg g ⁻¹ de Cu, 292 µg g ⁻¹ de Pb, 280 µg g ⁻¹ de Cr, 3.325 µg g ⁻¹ de Mn; 0,82 µg g ⁻¹ de Hg, 245 µg g ⁻¹ de Ni; 812 µg g ⁻¹ de Zn; 122 mg.g ⁻¹ de Al e 150 mg.g ⁻¹ de Fe (Jesus <i>et al.</i> , 2004); concentrações de 166,2 µg.g ⁻¹ de Zn; 0,9 µg.g ⁻¹ de Cd; 4,3 µg.g ⁻¹ de Sc; 10,1 µg.g ⁻¹ de Ni; 32,7 µg.g ⁻¹ de Cu; 63,5 µg.g ⁻¹ de Cr e 22,9 µg.g ⁻¹ de P (Costa <i>et al.</i> , 2015). Concentrações de até 0,04 µg.g ⁻¹ peso úmido de Cd; 0,41 µg.g ⁻¹ peso úmido de Cr; 0,53 µg.g ⁻¹ peso úmido de Cu; 0,41 µg.g ⁻¹ peso úmido de Pb e 13,54 µg.g ⁻¹ peso úmido de Zn em tecidos de peixes (Joyeux <i>et al.</i> , 2004). Hidrocarbonetos nos sedimentos: concentrações de até 32,5, 14,4 µg.g ⁻¹ de n-alcanos totais e terpanos, respectivamente (Costa <i>et al.</i> , 2015), Concentrações de n-alcanos e ácidos graxos de até 43,2 e 58,50 µg.g ⁻¹ , respectivamente (Santos, 2007).
	Despejo inadequado de resíduos sólidos. Média geral de 84,9 % de atendimento (coleta e destinação adequada). Aporte de 30,9 e 16,6 ton.ano ⁻¹ de N e P, respectivamente	Aumento de 9,3 e 45,2 % nos aportes naturais de N e P, respectivamente, originados do despejo inadequado de resíduos sólidos.	
	Desmatamento de 3,2 km ² de florestas para expansão do compartimento urbano-industrial (1980-2010)	Incremento de turbidez e MPS na água dos rios. Turbidez de até 200 UNT em períodos de chuvas (AGERH, 2014a)	Concentrações de até 144,4 mg.L ⁻¹ de MPS e 41,2 UNT de turbidez (Barroso <i>et al.</i> , 2015); concentrações de até 42,9 mg.L ⁻¹ de MPS e 39,2 UNT de turbidez (Leite, em desenvolvimento).
Uso da água	Captação de água Transposição de bacias. 100 % do município de Serra atendido pelo Rio Santa Maria Represamentos. 3 barragens principais no SMV, num total de 2,72 km ² de área	Vazão do Rio Santa Maria abaixo do nível crítico (3,8 m ³ .s ⁻¹), durante período de estiagem	Incremento da salinidade, com máxima de 35,8 PSU em período seco e mínima de 6,3 PSU em período chuvoso (Leite, em desenvolvimento).

A existência de um processo de alteração no uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV e o conseqüente aumento da disponibilidade de N e P de origem antropogênica, configura motivo de preocupação. Conforme Justic *et al.*, (1995), o incremento de nutrientes antropogênicos favorece a produtividade do fitoplâncton nos estuários e, eventualmente, a ocorrência de florações de nocivas, bem como tóxicas e a ocorrência de áreas estuarinas hipóxias ($<2,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD).

As alterações nos fluxos podem ser constatadas em diferentes bacias em todo planeta, com o ciclo hidrológico sendo mais controlado por fatores antrópicos do que naturais, principalmente em áreas com significativas populações, com os impactos não sendo completamente conhecidos (Meybeck & Vorosmarty, 2005). De acordo com Borja *et al.*, (2006), grande parte da zona costeira foi considerada afetada pela poluição ou outros tipos de pressões antrópicas, que impactam os ecossistemas e os recursos marinhos. A relação entre essas *pressões* e *impactos*, caracterizados por complexas interações, incertezas, conflitos entre usos e usuários de recursos hídricos e restrições de ordem legal, demandam soluções para os problemas que são bastante complexos.

5.4.3. Impactos

Meybeck *et al.*, (2007) destacam que ao se utilizar o DPSIR para análise de sistemas aquáticos, os impactos são relacionados às atividades econômicas, saúde humana e aos aspectos ecológicos. Para Pirrone *et al.*, (2005), a avaliação das estratégias de manejo dos impactos, inicialmente, requer a compreensão das respostas do sistema de gestão às pressões existentes (e.g., fluxo de nutrientes). De acordo com esses autores, os impactos das atividades socioeconômicas nas bacias afetam a zona costeira e resultam da combinação complexa de diversos mecanismos que atuam em diferentes escalas de tempo, com distintas escalas geográficas de influência. Dessa forma, a avaliação dos impactos na zona costeira está relacionada tanto com fatores ecológicos quanto socioeconômicos, com a concentração de nutriente sendo um dos principais parâmetros ecológicos para avaliação da eutrofização, a partir da identificação e quantificação das fontes de emissão de nutrientes de origem antrópica. Landim Neto *et al.*, (2013b) destacam que o *impacto*, por estar inserido entre o *estado* e a *resposta*, e sendo resultante das atividades antrópicas, pode ser identificado a partir dos *indutores*, as *pressões* e as *variáveis* de *estado* definidos. A caracterização do *impacto* também serve como o principal subsídio na elaboração das respostas de gestão a serem adotadas pelos gestores.

A poluição, decorrente da industrialização, a eutrofização decorrente do processo de urbanização, erosão e sedimentação causadas pelo desmatamento e construção de barragens e a diminuição de nutrientes em função das barragens, foram consideradas por Salomons *et al.*, (2005), como sendo os principais e mais extensivos impactos na qualidade ambiental na região costeira da América do Sul. Com o objetivo de quantificar indicadores de pressões ambientais sobre os recursos hídricos, Barroso & Mello (2013) reafirmam que o incremento das concentrações de nitrogênio e fósforo por fontes pontuais e/ou difusas resulta em elevada concentração de fitoplâncton, enquanto processos erosivos na bacia hidrográfica levam a redução da profundidade das lagoas e incremento da turbidez por material em suspensão. O estudo, realizado em bacias hidrográficas na região do Baixo Rio Doce (ES), constatou alterações hidrológicas, resultantes do elevado consumo de água com finalidades de abastecimento e irrigação, contaminação por substâncias orgânicas tóxicas e metais pesados, em função da aplicação de pesticidas nas culturas agrícolas, além de perda da biodiversidade aquática, decorrente da poluição, degradação de habitats e/ou introdução de espécies exóticas.

Em função dos barramentos e captação de água, há alteração nos fluxos hidrológicos, com comprometimento da vazão ecológica, com influência direta nos processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos (Zalewski *et al.*, 1997; Whelan *et al.*, 2010, Milliman & Farnsworth, 2011, Wohl *et al.*, 2012). Da Luz (2015) destaca ainda os impactos resultantes nos serviços ambientais oriundos da disponibilidade hídrica, tais como provisão de água para abastecimento, geração de energia, usos industriais, irrigação agrícola e a autodepuração das águas. Observa-se ainda alterações físicas, químicas e biológicas na água e no sedimento, o que irá influenciar em processos biogeoquímicos nos rios, estuários e ecossistemas costeiros (Medeiros *et al.*, 2014).

A deterioração da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, particularmente o SEBV, impacta um conjunto de usos antrópicos. Assim, com a diminuição e comprometimento da qualidade das águas, usos ficam restritos, particularmente aqueles associados ao consumo e lazer, inclusive recreação de contato primário, conforme Resolução CONAMA Nº 357 de 2005, gerando impactos nas atividades econômicas associadas ao turismo náutico e de recreação. Há também potencial comprometimento da saúde humana, em função da contaminação de pescado por metais pesados (Joyeux *et al.*, 2004) ou moluscos bivalves com registros de elevadas concentrações de coliformes totais e coliformes termotolerantes e prevalência do genoma dos vírus entéricos adenovírus e rotavírus (Justino, 2009; Souza, 2012; Keller *et al.*, 2013, Martins, 2013; Pratte-Santos, 2014), assim como incidência de doenças de veiculação hídrica.

Rodrigues (2015) destaca que os serviços culturais providos pelos ecossistemas (e.g. natação, contemplação da paisagem, pesca amadora) influenciam no modo de vida das populações, contribuindo para a satisfação de necessidades humanas fundamentais. Considerados benefícios não materiais, os serviços culturais são constantemente negligenciados nos estudos relativos aos serviços dos ecossistemas, sendo também afetados pela degradação que os ecossistemas aquáticos estão sujeitos, decorrentes das atividades humanas.

Assim, a degradação da qualidade ambiental dos SEBV resulta ainda em impacto nas atividades culturais e produtivas providas, uma vez que as comunidades do litoral espírito-santense estão estreitamente relacionadas ao manguezal em seus aspectos sociais, econômicos e culturais. Há uma dependência do manguezal, tanto no artesanato, como a panela de barro feita há mais de 400 anos utilizando o tanino extraído da casca da *Rhizophora mangle*, assim como a gastronomia, com a moqueca e a torta capixaba, feitas com espécies da fauna do manguezal (IPEMA, 2010). As atividades extrativistas ocorrem de maneira geral ao longo de todo o manguezal do SEBV, sendo realizadas, principalmente, por populações tradicionais que retiram os recursos naturais disponíveis: a cata de caranguejo, siri, ostra e mexilhões, a pesca e a retirada de tanino. Devendo ainda ser considerado o comprometimento da beleza e harmonia paisagística.

Para Montagna *et al.*, (2013), apesar de não haver uma influência direta dos fluxos hidrológicos nas funções ecossistêmicas estuarinas, há um efeito dominó, com os aportes de água doce induzindo as condições da qualidade das águas, que definem os recursos vivos que poderão se estabelecer. Assim, fica claro não ser possível o manejo das águas sem uma estrutura política e um processo baseado na gestão adaptativa, sendo o conhecimento dos impactos fundamental no processo de desenvolvimento, elaboração e implantação das respostas necessárias para atenuar ou mesmo revertê-los. Sendo necessário levar em consideração também o fato de que os sistemas humanos e naturais estão acoplados (*Coupled Human and Natural Systems* -CHANS) (Liu *et al.*, 2007), possuindo complexas interações que desafiam os pressupostos tradicionais de planejamento, gestão e estratégias para os recursos naturais e o meio ambiente. Uma vez que as pessoas e a natureza interagem mutuamente em diversos níveis organizacionais, formando complexas cadeias de relacionamentos, faz-se necessário conhecer os efeitos recíprocos e *feedbacks*, homem-natureza e natureza-homem, reduzindo a vulnerabilidade do sistema como um todo. Essa abordagem possibilita inclusive identificar falhas de informação existentes, assim como um maior entendimento das relações existentes, visando redução da vulnerabilidade ambiental, conforme constatado por Turner *et al.*, (2003), na península de Yucatan e no Vale Yaqui, no México e em regiões no Ártico, Uummannaq, (Groelândia) e Finnmark (Noruega).

5.4.4. Respostas de Gestão

Para OECD (1993) as respostas de gestão são as ações com o objetivo de mitigar, adaptar ou prevenir impactos negativos de origem antrópica e também para cessar ou reverter eventuais danos que ainda estão sendo causados. As respostas também incluem ações para a preservação e conservação do meio ambiente e dos recursos naturais. Dessa forma, a componente de resposta da abordagem DPSIR se configura como o momento em que a sociedade se manifesta, vindo propor um conjunto de respostas de gestão ambiental e políticas públicas, objetivando reverter ou atenuar as alterações socioambientais. No entanto, o índice de sucesso é bastante variável (Crossland *et al.*, 2005). Segundo Salomons (2004), esses insucessos são resultantes de uma compreensão inadequada, por parte da sociedade, das influências das bacias hidrográficas na costa, o que é agravado pelas múltiplas jurisdições existentes, que restringem a elaboração de políticas relevantes e efetivas, assim como a falta de perspectiva de desenvolvimento integrado para os setores da agricultura e da gestão das águas. Independentemente dessas dificuldades Crossland *et al.*, (2005) reforçam que os indutores e as pressões observados em sistemas costeiros são majoritariamente resultantes das atividades e comportamento antrópico, sendo passíveis de minimização a partir de decisões de gestão e de políticas públicas. Para Garber (2014) a questão do bem-estar humano passa a ser um fator decisivo na elaboração de propostas de intervenção que venham a afetar a produção econômica costeira, assim como os serviços ecossistêmicos, sendo fundamental que as decisões sejam tomadas no sentido de maximizar a produção de serviços ambientais que venham a ter um impacto positivo no bem-estar. Salomons *et al.*, (2005) destacam a necessidade de integração dos resultados de estudos relativos as ciências naturais e socioeconômicas, considerando que grande parte dos impactos que ocorrem nos ambientes costeiros resultam de atividades sócio econômicas nas bacias hidrográficas tributárias.

O diagnóstico da qualidade ambiental do estuário do rio Curu, litoral do estado do Ceará, concluiu que os principais impactos ambientais observados são decorrentes da ineficiência de políticas públicas estruturadas e baixa consciência ambiental da população local (Landim Neto *et al.*, 2013b). Sendo necessário para reverter essa situação planejamento ambiental que forneça subsídios às administrações públicas viabilizando o uso sustentável dos recursos naturais. Uma outra ação necessária seria a articulação entre as esferas sociais, de modo a implementar políticas públicas e que estimulem a participação efetiva da sociedade como um todo. Smith *et al.*, (1995) destacam que a implantação de estratégias que minimizem o aporte de P, aumentem a razão N: P, assim como maximizem as relações NT: PT, podem contribuir para

diminuir a frequência e intensidade de florações de cianobactérias no Lago Okeechobee, estado da Flórida, EUA.

Para Thornton *et al.*, (2013), não há certeza quanto a definição de intervenções apropriadas para determinado corpo d'água. Apesar de se poder utilizar outros estudos de caso como exemplos no processo de decisão, existe uma chance de que determinada medida de gestão não alcance o objetivo esperado. A elaboração dos planos de gestão constitui o ponto de início do processo, com continuidade pelas revisões periódicas, uma vez que os ecossistemas e a sócioeconomia tem sua própria dinâmica. Para esses autores, com a utilização das diferentes ferramentas disponíveis para os gestores, que incluiriam soluções de engenharia, interações sociais e abordagens políticas e jurídicas, têm-se a oportunidade para elaboração de planos de gestão que podem equilibrar as necessidades humanas com a integridade dos sistemas naturais, com acesso aos serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, Botero *et al.*, (2016), apresentam um conjunto de indicadores possíveis de mensurar a eficiência da gestão, que viriam a contribuir no processo de avaliação das respostas propostas. Pinto & Marques (2015) destacam que a gestão dos recursos hídricos se apresenta como fundamental na manutenção dos serviços ecossistêmicos no estuário do Rio Mondego (Portugal), sendo essencial, entretanto, que sejam atingidos simultaneamente, a eficiência econômica, a proteção ambiental e sustentabilidade do sistema socioambiental.

Dessa forma, haveria um conjunto de princípios básicos que deveriam ser observados quando da elaboração e avaliação dos planos de gestão (*Respostas*) propostos para a solução dos problemas observados nos ecossistemas aquáticos, (Thornton *et al.*, 2013). Essas respostas compõem um conjunto de estratégias legislativas, preventivas, compensatórias e corretivas/regulatórias (Zamboni *et al.*, 2010; Lélis, 2010), que devem considerar as seguintes questões (Gonçalves, 2015): análise dos gestores envolvidos no processo, de modo a identificar quais as propostas que seriam mais viáveis e eficientes, a partir das diversas dimensões envolvidas (econômica, social, ambiental, jurídica e administrativa); elaboração do planejamento das ações com perspectiva de curto, médio e longo prazos; avaliação da percepção da sociedade e dos gestores públicos com relação aos efeitos das respostas; e considerações de avaliação para diferentes cenários possíveis.

A gestão descentralizada e participativa é um dos fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997) e da Política Espírito-Santense de Recursos Hídricos (Lei Nº 10.179, de 2014). A participação da sociedade passa a ser um aspecto estratégico de implementação das ações de proteção ambiental, além da promoção do desenvolvimento sustentável. A elaboração de planos de gestão e enquadramento das águas é

de responsabilidade do órgão gestor de recursos hídricos, com a participação e envolvimento dos comitês de bacia. A lei destaca ainda a necessidade e importância de uma ampla divulgação dos estudos, de modo a possibilitar a participação e envolvimento da sociedade na discussão das alternativas para solução dos problemas da bacia hidrográfica, fortalecendo a interação entre os usuários de recursos hídricos, o poder público e a sociedade civil, incorporando contribuições e promovendo o comprometimento dos atores.

Considerando que os rios que drenam para o SEBV fazem parte de dois comitês de bacias, do Rio Santa Maria da Vitória e do Rio Jucu, e, conforme apresentado no Capítulo 4, atualmente se encontra em fase de finalização o estudo visando a *“Elaboração de Projeto Executivo para Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e Plano de Bacia para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucu”* (AGERH, 2015a). Esse estudo apresenta como primeiro resultado o enquadramento das águas das diferentes bacias que drenam para o SEBV, instrumento esse que busca garantir que a qualidade da água dos rios seja compatível com os usos da bacia hidrográfica e com o desenvolvimento econômico local, estabelecendo objetivos de qualidade a serem alcançados ou mantidos nos corpos de água, de acordo com os usos futuros pretendidos.

Tendo como referência a situação atual de qualidade das águas das bacias, no Enquadramento e Plano de Bacia (AGERH, 2015a) são apresentadas as ações e intervenções necessárias para atingir o Cenário de Enquadramento previsto, com prazo de 20 anos, referente ao ano de 2034, sendo adotadas as seguintes premissas para orientar essas ações:

- Redução das cargas lançadas a partir de fontes difusas, particularmente agricultura;
- Aumento do volume de tratamentos dos esgotos domésticos;
- Redução na concentração dos efluentes decorrentes das atividades industriais.

Assim, foram propostas diferentes intervenções ao longo dos trechos dos rios das bacias tributárias do SEBV, que passam a orientar as ações a serem efetivamente empreendidas em relação a situação atual de qualidade das águas, visando atingir as classes do enquadramento proposto. Essas ações incluem o tratamento de esgotos doméstico, com redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO, coliformes, P e N; tratamento dos efluentes industriais; redução da carga poluidora difusa e melhorias nas práticas agrícolas (AGERH, 2015a). Cabe aqui ressaltar os resultados de estimativas de emissões por esgoto doméstico (Capítulo 3) que podem auxiliar no processo de priorização das intervenções, pois são identificadas as bacias com maior contribuição total (Marinho-Formate, 495,7 e 143,0 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente) ou maior contribuição por área (Praia da Costa e Canal, com 20,1 e 5,5 ton.km⁻².ano⁻¹ de N e P,

respectivamente). O resultado esperado no Plano de Bacia é atingir o total enquadramento proposto no intervalo de 20 anos, com metas intermediárias, conforme a Tabela 99.

Tabela 99: Metas intermediárias de tratamento de esgoto doméstico e previsão de alcance do enquadramento (adaptado de AGERH, 2015a).

Meta de tratamento de efluentes domésticos	Prazo
20 %	5 anos
50 % ou classe intermediária	10 anos
80 %	15 anos
Enquadramento	20 anos

A adoção de ações visando o controle de fontes difusas associadas às atividades agropecuárias nas bacias, além de atuar na maior fonte de emissões de nutrientes, conforme resultados apresentados no Capítulo 3, estão de encontro ao proposto por UNEP (2004). Neste relatório, as mudanças nos métodos de produção, que promovam a diversidade de paisagens e manutenção da vegetação ciliar, são importantes na proteção ambiental e dos recursos vivos, uma vez que faixas permanentes de vegetação controlam a dispersão de compostos químicos lixiviados a partir de áreas de cultivos agrícolas. Uma outra recomendação é o fortalecimento da participação social. Segundo AGERH (2015a), houve significativo avanço na discussão e encaminhamento de soluções conforme conjugação dos interesses das comunidades rurais com a população da região da Grande Vitória, grandes consumidores dos serviços ecossistêmicos das bacias. Segundo Brils *et al.*, (2015) esta é a melhor estratégia para o sucesso de iniciativas visando a gestão de recursos hídricos. Outra questão a ser observada no processo de elaboração de respostas de gestão, visando compensar, mitigar ou adaptar-se às modificações decorrentes dos impactos identificados em bacias hidrográficas, são os aspectos climáticos, morfológicos e antrópicos, com destaque para o uso e cobertura da terra e projetos que visem o represamento fluvial, além de diferenças sazonais de precipitação e vazão fluvial (Gonçalves, 2015). Também devem ser considerados o conhecimento dos fluxos de materiais transportados pelos rios (Moatar & Meybeck (2007), e o fato de que alterações, naturais ou antropogênicas, sobre o regime de descarga fluvial, têm consequências para o desenvolvimento da estrutura trófica e o recrutamento de peixes e invertebrados no estuário (Ittekkot *et al.*, 2000; Alber, 2002; Molisani *et al.*, 2004, Chicharo *et al.*, 2006; Molisani *et al.*, 2007).

Tendo como base as informações tratadas no presente estudo, em especial aquelas do Capítulo 4, para as respostas de natureza regulatória deve ser destacado o reforço no cumprimento da legislação aplicável aos recursos hídricos com a utilização de medidas fiscalizatórias e punitivas, particularmente quando em situações de escassez e baixos níveis de vazão dos mananciais de

abastecimento humano, conforme ocorrido ao longo do ano de 2015, quando diversas medidas para controlar o consumo foram tomadas pela AGERH. Além disso há, o problema crônico do despejo de efluentes domésticos e, conforme apresentado no Capítulo 2, aportes antrópicos de metais e compostos petrogênicos, o que vem comprometendo a qualidade das águas e o seu uso em diversos pontos das bacias e, particularmente, no SEBV. Essa situação demanda um reforço na fiscalização no sentido da exigência da realização das ligações das edificações particulares e públicas às redes de coleta e tratamento de efluentes doméstico existentes nas áreas urbanas. Em Cariacica, por exemplo, somente 29,6 % das casas e comércios estão conectadas à rede de coleta, enquanto em Vitória existem cerca de 19 mil imóveis sem fazer a ligação na rede de coleta e tratamento (Bourguignon & Fernandes, 2015). A implementação das ações previstas nas Agendas 21 dos Municípios de Serra, Vila Velha e Vitória, a elaboração e atualização de planos de desenvolvimento municipal e Planos de Bacias, assim como o fortalecimento dos setores licenciadores municipais, são ações que também podem contribuir. Ações dessa natureza, que envolvem a implementação, regulamentação e fomento da legislação ambiental, apresentam efeitos na redução da eutrofização, conforme constatado por Pirrone *et al.*, (2005).

O conjunto de respostas de natureza legislativa inclui o cumprimento da legislação de recursos hídricos, que seria a Lei Estadual nº 10.179/2014, particularmente na execução dos programas, ações e intervenções previstas no Plano de Enquadramento (AGERH, 2015a), o cumprimento das normas para outorga de direito de uso de recursos hídricos, assim como a legislação referente a proteção de áreas no entorno dos corpos hídricos e importantes para a preservação dos recursos hídricos, que são as Áreas de Preservação Permanente – APP, lei Nº 12.727/2012. A questão da outorga se apresenta como um instrumento fundamental nesse processo, pois a posição estratégica das bacias tributárias do SEBV, principais mananciais de abastecimento para a Grande Vitória, além da existência de atividades agrícolas, resulta em diferentes demandas de utilização dos recursos hídricos. Dados de 2014 (AGERH, 2014b), detalhados no Capítulo 2, indicam um total de 201 pedidos de outorga existentes nas bacias, entre processos concluídos, deferidos e em tramitação, distribuídos em diferentes finalidades (Tabela 100). Chama atenção os pedidos com finalidade de irrigação e diluição de efluentes, que representavam 65,0 % do total, reflexo de duas características das bacias: atividades agropecuárias na região serrana e grande concentração de população e atividades produtivas no entorno do SEBV.

Tabela 100: Pedidos de outorgas e finalidade nas bacias (AGERH, 2014b).

Finalidade	Quantidade de pedidos
Irrigação	82
Diluição de efluentes	50
Outras	20
Abastecimento industrial	17
Abastecimento público	16
Recreação/paisagismo	5
Aquicultura	4
Dessedentação de animais	2
Geração de energia maior que 1 MW	2
Urbanismo	2
Consumo humano	1
Total	201

A análise da governança, Capítulo 4, permitiu identificar que, no conjunto de respostas de natureza corretiva, deve ser destacada a implantação do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem, sob a coordenação da Secretaria de Estado Extraordinária de Projetos Especiais e Articulação Metropolitana – SEPAM. Com atuação em diferentes temas, cujo principal objetivo é o aumento da qualidade e disponibilidade de água, o programa pretende ampliar a cobertura de coleta, tratamento e destinação final de esgotos sanitários em municípios das Bacias dos rios Jucú e Santa Maria da Vitória, ampliar a cobertura florestal nos municípios dessas bacias, além de institucionalizar e promover boas práticas agrícolas e de construção rural, de modo a contribuir para a redução dos assoreamentos e poluição dos corpos d'água. Com esse Programa são propostas ações com efeitos nos principais indutores nas bacias e importantes fontes de poluição, como a necessidade de recuperação da cobertura florestal, visando o aumento da disponibilidade das águas, o controle da poluição difusa, decorrente das atividades agropecuárias, fonte de maior potencial de geração de nutrientes para o SEBV, além da coleta e tratamento de efluentes domésticos. Entretanto, cabe também destacar o fato desse Programa vir a suceder outros da mesma natureza e objetivo (e.g., Águas Limpas), que, apesar da proposta de universalização dos sistemas de coleta e tratamento do esgoto doméstico para os municípios das bacias tributárias do SEBV, além de atividades envolvendo recuperação florestal e educação ambiental, foram declarados finalizados sem atingir as metas de atendimento e com grandes atrasos em relação ao prazo inicialmente previsto. Situação essa que foi discutido no Capítulo 4.

Destaque ainda para o Programa Reflorestar, cujo objetivo principal é manter, recuperar e ampliar a cobertura florestal do estado, com geração de oportunidades e renda para o produtor rural, através da adoção de práticas de uso sustentável dos solos com atuação nas bacias tributárias do SEBV, que conta com a participação de um total de 141 propriedades rurais distribuídas nos municípios das bacias (SEAMA, 2015). Considerando a grande importância das atividades agropecuárias, ações visando o controle da erosão, controle dos cultivos em áreas íngremes (declividade > 45 %) e uso racional da água para irrigação são fundamentais, de modo a contribuir para minimizar impactos sobre os recursos hídricos das bacias e, conseqüentemente, ao SEBV. Conforme Milliman & Farnsworth (2011), as cargas de material particulados transportados por rios na Europa e EUA tendem a diminuir, resultante do aumento de práticas de uso da terra mais conservacionistas, que diminuem os processos erosivos. Para Ramachandra *et al.*, (2015), na relação entre o uso da terra e a qualidade das águas em bacias hidrográficas na Índia, as causas e efeitos da poluição estão associados ao total da área agrícola e o nível de industrialização em cada bacia. Assim, programas visando implantar o tratamento adequado de efluentes domésticos e industriais, o controle da utilização excessiva de fertilizantes na agricultura e a destinação adequada dos resíduos sólidos, são as medidas necessárias e indispensáveis para o controle e mitigação dos impactos ambientais nas águas. Destaca-se a afirmação de Whitall *et al.*, (2007), de que a identificação e quantificação das fontes de nutrientes para os estuários sensíveis a processos de eutrofização, possibilita uma resposta de gestão adequada e eficiente, ao ser direcionada aos principais *Indutores (Drivers)*.

As respostas de natureza compensatória para o SEBV incluem a utilização de recursos financeiros oriundos de compensação ambiental visando o fortalecimento das ações previstas no Corredor Duas Bocas - Mestre Álvaro do Programa Corredores Ecológicos, uma vez que o Programa abrange parcialmente as bacias tributárias do SEBV, particularmente a SMV. As duas Unidades de Conservação – Ucs (Reserva Biológica de Duas Bocas e a Área de Proteção Ambiental do Mestre Álvaro), tem como objetivo aumentar a conectividade entre as duas unidades de conservação e seu entorno, protegendo, assim, fragmentos florestais, nascentes e parte do complexo de alagados do município de Serra além de parte da bacia do SMV. Poderiam ainda ser estabelecidos condicionantes ambientais, associados ao licenciamento ambiental, visando o fortalecimento das ações do Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória, uma vez que o mesmo objetiva promover a gestão integrada das áreas protegidas do manguezal do SEBV e promover a conservação da biodiversidade, com a valorização da sociobiodiversidade e o desenvolvimento sustentável, assim como outras ações complementares, como recuperação de áreas degradadas, controle de processos erosivos e

pesquisa sobre a qualidade das águas e sua biodiversidade. Cabe aqui ressaltar a necessidade de preservação dos manguezais defendida por Ferreira & Lacerda (2016), ao afirmarem que as pressões antrópicas tendem a aumentar sobre esse ecossistema, decorrentes da expansão urbana, poluição e destinação inadequada de resíduos sólidos. Conforme constatado por Pires *et al.*, (2004), ao avaliar a situação dos remanescentes florestais na bacia do Ribeirão da Araras (SP), programas visando a ampliação dos remanescentes, a diminuição da fragmentação e a implantação de corredores interligando os fragmentos existentes, são fundamentais para permitir o fluxo de espécies e material genético, assim como para a manutenção e ampliação da qualidade dos habitats.

A partir do conhecimento das variáveis de estado identificadas nas bacias tributárias e no SEBV, medidas preventivas para o seu monitoramento e controle devem focar na conscientização da população, principalmente da importância do consumo racional da água e da correta destinação de esgoto e resíduos sólidos. Conforme avaliação da efetividade dos programas, elaborada no Capítulo 4, os níveis mais baixos de significância são relativos aos *Impactos na Conscientização da População*, reforçando a necessidade e premência de ações dessa natureza. Programas de capacitação voltados à sociedade, particularmente membros de comitês de bacias, gestores e técnicos municipais de meio ambiente, serviços de fiscalização e professores. A capacitação voltada para gestão de recursos hídricos, manejo do uso da terra e boas práticas de produção agropecuária, preservação das florestas ciliares e de topos de morros, é uma importante iniciativa para as bacias e região de entorno do SEBV.

Conforme relatado, o sucesso dessas iniciativas deve passar por um processo de engajamento e participação da sociedade, tendo como referência políticas públicas consistentes e transparentes, com vistas a promover a conscientização da população. É fundamental que a população esteja integrada com os gestores públicos, tendo opinião e interesses sendo efetivamente levados em consideração no processo de tomada de decisão, com acesso irrestrito às informações técnicas e científicas disponíveis, possibilitando decisões socialmente legitimadas e tecnicamente embasadas. Montagna *et al.*, (2013) destacam a importância do envolvimento e cooperação entre os diferentes atores interessados em programas visando a gestão e recuperação de recursos hídricos, sendo um dos fatores principais para o sucesso para a recuperação do Rio Colorado (EUA). Essa perspectiva é reforçada a partir da constatação de Marques *et al.*, (2004) de que ações visando mitigar ou interromper a degradação ambiental na zona costeira brasileira não eram efetivas. Nesse contexto há necessidade de adoção de políticas ambientais integradas, com foco na conservação dos ecossistemas aquáticos, e tendo como prioridade o planejamento sustentado do uso da terra, assim como o desenvolvimento de novas

e criativas estratégias que estimulem a gestão ambiental, além de uma maior participação dos atores envolvidos.

Cabe ainda ressaltar a necessidade de uma constante avaliação das ações de *resposta* (programas de gestão) executadas, de forma a identificar as ações mais eficientes, assim como os problemas existentes que impeçam o alcance dos objetivos propostos, conforme discutido no Capítulo 4, particularmente na evolução dos programas voltados para a implantação de infraestrutura de saneamento (e.g., Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem). Essa visão vai de encontro ao proposto por Planas *et al.*, (2016), em que há necessidade de análises comparativas entre as diferentes políticas públicas de modo a promover a avaliação da efetividade dos diferentes instrumentos para a gestão e manejo dos usos dos recursos hídricos costeiros. Assim, a aplicação da abordagem DPSIR nas bacias hidrográficas tributárias e SEBV forneceu uma ferramenta para elaboração de hipóteses para planos de desenvolvimento socioeconômico sustentável, que levem em consideração metas e objetivos. Entretanto, para que esses objetivos sejam alcançados, são necessárias mudanças nas políticas econômicas, estilo de vida da população e nas restrições legais (Pirrone *et al.*, 2005), bem como o melhor entendimento das relações existentes entre os diferentes sistemas socioambientais. A Figura 67 apresenta um resumo com as relações encontradas de acordo com abordagem DPSIR.

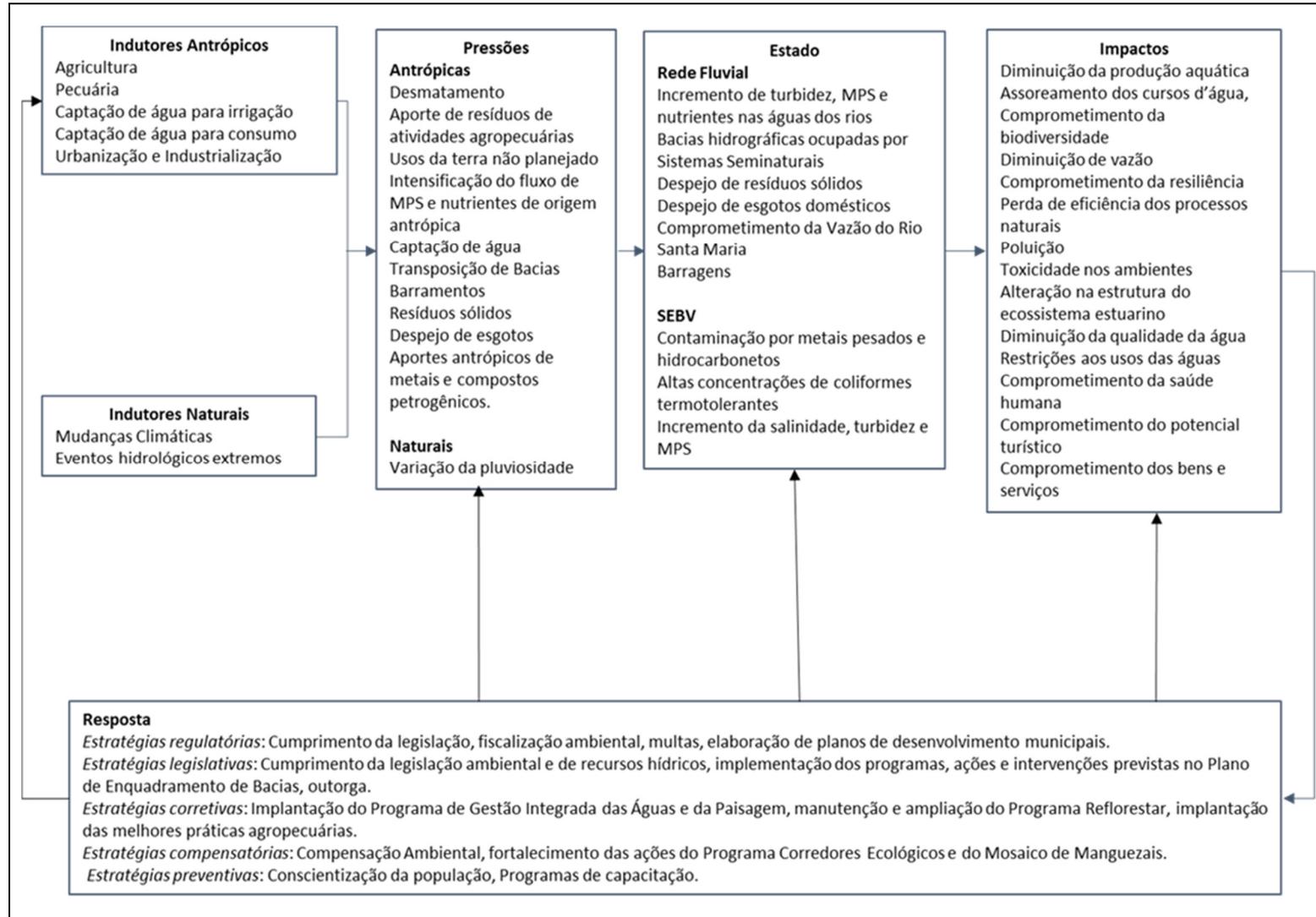


Figura 67: Relações encontradas a partir da aplicação da abordagem DPSIR para o SEBV (baseado em Zamboni *et al.*, 2010, Léllis, 2010; Barroso *et al.*, 2012 e Gonçalves, 2015).

5.5 CENÁRIOS

Cenários proporcionam modelos da interação dos sistemas sociais e ecológicos a partir de diferentes conjuntos de pressupostos e condições consequentes. Não constituem uma previsão do futuro, mas sim métodos que subsidiam os tomadores de decisão acerca de possíveis efeitos das ações antrópicas, estando sempre relacionados a uma visão que contempla a situação atual como referência (Ledoux *et al.*, 2005). Considerando a dinâmica e a expansão das atividades antrópicas nas bacias tributárias e no entorno do SEBV, a utilização de cenários auxilia na avaliação de como as diferentes atividades antrópicas possam acontecer, causando impactos ao meio ambiente e, potencialmente, alterando a integridade ecológica. Com os cenários, a percepção do risco ambiental e as vulnerabilidades ecológicas serão consideradas nas metas dos programas de gestão, possibilitando avaliar as diferentes intensidades das pressões, atuais e futuras, em diferentes condições (Hofmann *et al.*, 2005). Nesse processo, Meybeck & Vörösmarty (2005) destacam o fato de que é fundamental que os cenários possibilitem a combinação dos diferentes usos e impactos passíveis de ocorrer nas bacias e, eventualmente, até os impactos das alterações dos fluxos hidrológicos, não apenas na zona costeira adjacente, mas em nível regional.

Para o SEBV e suas bacias tributárias, região caracterizada por alta concentração de população no entorno do sistema estuarino, atividades produtivas, além de produção agrícola e pecuária, a utilização de cenários é extremamente útil no sentido de inferir situações que possam acarretar prejuízos à qualidade ambiental e de vida das populações. Conforme ressaltam Ledoux *et al.*, (2005), cenários possibilitam identificar as melhores estratégias visando o planejamento e gestão, a partir da análise da realidade atual e das opções políticas existentes e, por fim, das repercussões da implementação imediata das políticas.

No âmbito do cenário *Situação Atual (Business as Usual)*, considerado o cenário de referência, as variáveis de estado apontam para um quadro extremamente preocupante. Despejo de esgotos domésticos sem tratamento, problemas na coleta e destinação de resíduos sólidos, contaminação das águas, sedimentos e biota por coliformes termotolerantes, vírus entéricos, metais e hidrocarbonetos e excesso de nutrientes nas águas do SEBV. Constata-se ainda ocupação e expansão urbana sem planejamento, desmatamentos, elevado potencial de emissões de nutrientes decorrentes das atividades agropecuárias e alta demanda de captação de água para consumo humano, industrial e irrigação, além de barramentos diversos. Essa condição se insere ainda em um contexto de estiagem, em que são registradas vazões dos mananciais abaixo de valores considerados críticos, particularmente o SMV, comprometendo diversos aspectos dos processos produtivos e o consumo humano, uma vez que há possibilidade

de racionamento de água em função da baixa disponibilidade hídrica, além de aumento da salinidade no estuário.

Além dos efeitos ambientais causados pela continuidade desse cenário, entre estes o aumento dos processos de eutrofização no SEBV, há também um impacto sociocultural, uma vez comprometidos os recursos estuarinos, cuja manutenção é dependente da oferta de água doce. Atividades como a pesca artesanal, culinária tradicional e elaboração de panelas de barro, podem ser afetadas, com desdobramentos em aspectos que envolvem empregabilidade e geração de renda. Destaca-se, ainda, o impacto nas atividades turísticas e de lazer que dependem desses ecossistemas aquáticos. Assim, é evidente a necessidade de ações por parte do poder público e da sociedade no sentido de reverter esse quadro, não sendo possível a postergação de ações. Nesse contexto fica nítida a importância do cenário de *Política de Metas (Policy Target)*, ao permitir avaliar os planos e programas existente e aqueles em desenvolvimento, elaborados de modo a alcançar objetivos de qualidade ambiental previamente definidos. Assim, a região do SEBV e suas bacias tributárias estão em um momento favorável, pois, conforme apresentado no Capítulo 4, diferentes ações estão sendo desenvolvidas exatamente com o objetivo de reverter o processo de degradação ambiental histórico.

O Projeto Executivo para Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e o Plano de Bacia para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucú (AGERH, 2015a) estabelecem metas e intervenções visando a melhoria da qualidade das águas nas bacias tributárias e no SEBV. Com um horizonte de 20 anos o Projeto indica quais as etapas a serem cumpridas no processo de enquadramento, atuando basicamente na redução das cargas aportadas a partir de fontes difusas, particularmente agricultura. O Projeto também prevê a ampliação do tratamento dos esgotos domésticos e limites máximos mais restritivos de poluentes nos efluentes industriais. Conforme os resultados do Capítulo 3, as atividades de pecuária e agricultura representam 77,0 e 88,0 % dos potenciais aportes de N e P, respectivamente, sendo que as áreas ocupadas com essas atividades representam 30,0 % do total da área de estudo. A adoção de práticas de manejo do uso do solo e tecnologias de controle, visando a redução das emissões de nutrientes, é indispensável. De acordo com Seitzinger *et al.*, (2010), a pecuária constitui a fonte mais significativa de nitrogênio inorgânico dissolvido, enquanto os esgotos, fertilizantes, detergentes à base de fósforo e própria pecuária, constituem as principais fontes de fósforo inorgânico dissolvido.

O cenário é configurado ainda com as ações previstas no Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem (Espírito Santo, 2013), que prevê ampliar a cobertura de coleta, tratamento e destinação final de esgotos sanitários em municípios das Bacias do rio Santa Maria da Vitória. A meta do Programa após seis anos é alcançar a cobertura total de coleta e destinação adequada de esgoto sanitário nos municípios de Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina, além de ampliação em Cariacica e Vila Velha. As medidas associadas aos programas de conscientização e fiscalização visam a interligação dos imóveis em áreas já contempladas com rede de coleta e tratamento, e poderão diminuir em até 15,8 e 9,0 % o aporte de N e P, o equivalente a 1.706,4 e 492,4 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente, do total de emissões para o SEBV.

Tendo como objetivo a ampliação da área de Mata Atlântica no Espírito Santo em 80.000 ha até 2018, o Programa Reflorestar pretende contribuir para o cumprimento de cerca de 27,0 % dessa meta, ou cerca de 8,3 mil ha, na região do Caparaó e das bacias do rio Santa Maria da Vitória e Jucú, distribuídos em 21 municípios nestas regiões. O Programa visa atender uma necessidade fundamental no controle do uso da terra, auxiliando na manutenção das características hidrológicas naturais, atenuando o assoreamento dos cursos d'água e aportes de nutrientes, contribuindo para a recuperação dos canais fluviais na direção de uma hidromorfologia mais próxima do natural. Dessa forma, o aumento da vazão média fluvial promove a redução do tempo de residência da água, e a resiliência da estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (Sharpley *et al.*, 2015). Cabe ainda ressaltar a conclusão de Gyawali *et al.*, (2013) para a bacia do rio U-tapao na Tailândia, em que incrementos na cobertura florestal contribuem para a melhoria da qualidade das águas.

Na avaliação do cenário de *Política de Metas (Policy Target)* cabe ressaltar o fato da necessidade da visão descentralizada e participativa das ações de gestão das águas e a necessidade de inserção da sociedade no processo, assegurando assim a legitimidade, garantia fundamental para o sucesso e eficiência da política, conforme destacado por AGERH (2015a). A necessidade da participação fica ainda mais evidenciada pelos resultados da análise da efetividade dos programas, apresentada no Capítulo 4, em que os níveis mais baixos de significância são relativos aos *Impactos na Conscientização da População*. Andersen *et al.*, (2015) afirmam que o sucesso no processo de controle da eutrofização é diretamente resultante de ações de longo prazo visando a redução dos aportes de nutrientes. Nesse sentido, a implementação de programas de monitoramento da qualidade ambiental é imprescindível para avaliar as tendências da qualidade ao longo do tempo, como no caso da redução da eutrofização do Mar Báltico (Europa). A análise das tendências pode, inclusive, auxiliar no entendimento dos efeitos das mudanças climáticas. Para Marsh (1991), o processo de gestão visando a recuperação

ambiental de áreas úmidas se inicia com o entendimento da importância ecológica desse ecossistema. O principal desafio é ajustar e adaptar os usos da terra que continuam a degradar as áreas úmidas, como a expansão de áreas urbanas e as atividades agrícolas. O programa de recuperação ambiental deve ser integrado ao planejamento dos usos das águas e da terra na bacia hidrográfica ao qual a área úmida pertence, com o controle dos efeitos das alterações do uso da terra na qualidade e disponibilidade das águas tributárias. Há ainda a necessidade de observar que não há um modelo que forneça todas as respostas, sendo necessário utilizar diferentes abordagens para que se possa identificar as potenciais mudanças e desenvolvimento do ecossistema estuarino/marinho, quando do planejamento das ações e medidas de gestão (Uusitalo *et al.*, 2016).

Na elaboração da análise de cenário no qual a proteção ambiental é tratada com a máxima prioridade, para o Cenário Verde (*Deep Green*) é necessária a existência de uma condição na qual as políticas de gestão sejam efetivamente implementadas, com agricultura menos intensiva, com efetiva redução do aporte de nutrientes nos rios, reconstituição da vegetação ciliar e o tratamento terciário de efluentes (em via de regra), com a remoção do nitrogênio e fósforo.

Para o SEBV e bacias tributárias, o Cenário Verde é uma perspectiva factível, apesar dos desafios que se apresentam. Para que essa situação seja alcançada, além da necessidade de universalização dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto doméstico, atualmente em 32,0 % da população atendida, os sistemas de saneamento deverão ser configurados para permitir o tratamento terciário, o que não está previsto nos sistemas existente e nem nos planejados (Espírito Santo, 2013). Entretanto, há também o desafio do considerável lapso de tempo decorrido entre o planejamento e a execução das obras, conforme constatado na análise dos programas no Capítulo 4, que não conseguem acompanhar a expansão das cidades, assim como a descontinuidade dos programas, sendo considerados finalizados sem o atingimento das metas inicialmente previstas. Com relação a agricultura e pecuária, os desafios passam pela mudança de métodos de produção, incorporação de tecnologia e, eventualmente, de uma menor produtividade, por se tratar de produção menos intensiva. Para o reflorestamento e a preservação da vegetação ciliar, considerados fundamentais para a redução dos fluxos de nutrientes, pois atuam como uma barreira física ao escoamento superficial, particularmente elementos oriundos da agricultura, minimizando a poluição por fontes difusas (Carmo *et al.*, 2003), o desafio é ainda maior. Simulações preliminares realizadas tendo como referência a necessidade de manutenção de 30m nas margens dos rios das bacias tributárias (Áreas de Preservação Permanente – APPs, conforme a lei Nº 12.727/2012, Novo Código Florestal

Brasileiro) e comparando com o uso atual (Lorena *et al.*, 2013) indicam que seria necessário a recuperação de 17.500 ha (Tabela 101). Esse valor representa 22,0 % da meta total para o estado prevista no Programa Reflorestar e mais do dobro do previsto no âmbito do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem (Espírito Santo, 2013) na região do Caparaó e das bacias do rio Santa Maria da Vitória e Jucú, distribuídos em 21 municípios nestas regiões. Esses valores precisam ser detalhados em função da necessidade de atualização do uso da terra e de melhorias na base de dados da rede hidrográfica utilizada, oriunda das folhas topográficas do IBGE da década de 1970.

Tabela 101: Classes de uso da terra (30m das margens) localizadas no entorno dos rios das bacias hidrográficas tributárias do SEBV.

Classe de Uso	Área (ha)	%
Floresta	9.308,0	33,7
*Cultura	6.673,4	24,2
*Pastagem	4.788,2	17,4
*Silvicultura	4.681,9	17,0
*Urbano	1.298,6	4,7
Água	337,6	1,2
Manguezal	188,8	0,7
Alagado	152,8	0,6
Afloramento	135,9	0,5
*Mineração	27,8	0,1
Restinga	1,6	0,0
Total	27.594,6	100,0

* Áreas que necessitariam ser reflorestadas para atender ao Código Florestal.

Dessa forma, o *Cenário Verde* constitui um considerável desafio para a gestão dos recursos hídricos no SEBV e suas bacias tributárias, mas ao mesmo tempo indica caminhos e metas que deveriam ser adotados, não necessariamente em sua totalidade, mas como referência. Os benefícios que envolvem a redução das emissões de nutrientes e aumento da cobertura florestal extrapolam as questões somente ambientais, podendo contribuir com a manutenção da qualidade ambiental e dos serviços ecossistêmicos associados às bacias e estuário. Estaria de acordo com o proposto por Ledoux *et al.*, (2005) em que o objetivo do *Cenário Verde* é avançar nas discussões propostas no Cenário de *Metas* e simular o quanto é possível retornar a condições ambientais originais e quais as implicações socioeconômicas que poderiam resultar dessa situação. Cabe, então, incluir o que Trombino *et al.*, (2007) consideram indispensável, que os cenários avaliados devam assumir o pressuposto de políticas relacionadas à mudança nas práticas agrícolas, assim como a implantação de sistemas de tratamentos de esgoto com a remoção de nutrientes com eficiência (i.e., tratamento terciário). De qualquer forma,

independente das estratégias a serem implantadas, as políticas de gestão de recursos hídricos devem ser aplicadas de modo adaptativo e dentro do princípio da precaução, uma vez que as complexidades impostas pelas diferentes paisagens existentes nas bacias hidrográficas irão requerer soluções específicas para cada configuração cultural e ecológica encontrada (Montagna *et al.*, 2013; Sharpley *et al.*, 2015).

5.6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As atividades agropecuárias, urbanização, industrialização, captação de água para irrigação e consumo humano e industrial representam os indutores com alto potencial de dano ao SEBV e suas bacias tributárias.

Eventos hidrológicos extremos também devem ser alvo da gestão integrada, uma vez que estiagem como a que ocorreu no Estado do Espírito Santo ao longo do ano de 2014, e que se manteve no ano de 2015, influenciou as vazões registradas do rio Santa Maria da Vitória, que estiveram próximas e abaixo do valor considerado crítico.

O crescimento econômico, representado pela urbanização e industrialização, significa um maior despejo de efluentes domésticos e industriais nos corpos d'água e no SEBV, além da geração de resíduos sólidos e necessidade de novas áreas para expansão das atividades antrópicas, resultando em desmatamentos, assim como a possibilidade de erosão do solo.

A agricultura e a pecuária desencadeiam pressões como aporte de nutrientes resultantes do excesso de fertilizantes utilizado na agricultura, assim como aqueles resultantes da produção animal, que podem escoar diretamente para os cursos d'água ou serem aplicados nas plantações. Devem ser mencionados ainda, o desmatamento, alterações no uso da terra e aumento do aporte de materiais em suspensão decorrentes de processos erosivos associados as práticas agrícolas adotadas.

Os problemas relacionados à captação de água para irrigação e consumo humano e industrial nas bacias potencializa as alterações hidrológicas, e são sendo muitas vezes agravados em função da implantação de barramentos para diferentes fins, ocasionando variação na vazão média dos rios aportam ao SEBV.

A deterioração da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, particularmente o SEBV, impacta um conjunto de usos antrópicos, que ficam restritos, particularmente aqueles associados ao consumo de água e lazer, inclusive recreação de contato primário. Há potencial comprometimento da saúde humana, em função da contaminação de pescado por metais

pesados ou moluscos bivalves com registros de elevadas concentrações de coliformes e vírus entéricos. Uma vez que muitas comunidades do litoral espírito-santense estão estreitamente relacionadas ao manguezal em seus aspectos sociais, econômicos e culturais, constata-se ainda impacto nas atividades turísticas, culturais e produtivas.

As respostas voltadas para a governança devem incluir o cumprimento da legislação de recursos hídricos, particularmente, na execução dos programas, ações e intervenções previstas no Plano de Enquadramento, assim como o cumprimento das normas para outorga de direito de uso de recursos hídricos, ampliar a cobertura de coleta, tratamento e destinação final de esgotos sanitários nos municípios das bacias tributárias e do SEBV, ampliar a cobertura florestal, além de institucionalizar e promover boas práticas agrícolas e de construção rural e uso racional da água para irrigação.

Complementam essas respostas a utilização de recursos financeiros oriundos de compensação ambiental visando o fortalecimento das ações previstas no Corredor Duas Bocas - Mestre Álvaro do Programa Corredores Ecológicos e das ações do Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória.

Medidas preventivas devem focar na conscientização da população, principalmente da importância do consumo racional da água e da correta destinação de esgoto e resíduos sólidos, enquanto programas de capacitação voltados à sociedade, particularmente membros de comitês de bacias, gestores e técnicos municipais de meio ambiente, serviços de fiscalização e professores, capacitação essa voltada para gestão de recursos hídricos, manejo do uso da terra e boas práticas de produção agropecuária, preservação das florestas ciliares e de topos de morros, também se apresentam como importantes atividades a serem realizadas nas bacias e na região de entorno do SEBV.

No cenário atual encontrado no SEBV e bacias tributárias, as variáveis de estado apontam para um quadro extremamente preocupante, com a ocorrência de despejo de esgotos domésticos sem tratamento, problemas na coleta e destinação de resíduos sólidos, contaminação das águas, sedimentos e biota, excesso de nutrientes nas águas do SEBV, ocupação e expansão urbana sem planejamento, desmatamento, elevados aportes de nutrientes decorrentes das atividades agropecuárias e alta demanda de captação de água para consumo humano, industrial e irrigação, além de barramentos diversos.

Visando reverter ou minimizar essa situação, a região do SEBV e suas bacias tributárias estão em um momento favorável, com ações sendo desenvolvidas com o objetivo de reverter esse processo de degradação histórico existente. Programas de enquadramento das águas, coleta e tratamento de esgoto, além de reflorestamento e melhores práticas agrícolas estão em implantação, projetando um cenário bastante favorável dentro de um universo temporal de até 20 anos. Entretanto, históricos problemas de descontinuidade na execução dos Programas, principalmente os voltados para implantação de infraestrutura de saneamento básico, assim como excesso de tempo decorrido entre o planejamento, execução e conclusão das atividades previstas e não atingimento das metas propostas, compromete a expectativa de sucesso dessas iniciativas.

Um cenário no qual as políticas de gestão fossem efetivamente implementadas, o desenvolvimento de agricultura menos intensivo, com efetiva redução do aporte de nutrientes aos rios, aumento da vegetação ciliar e o tratamento terciário de efluentes fosse a norma, com a remoção do nitrogênio e fósforo, para o SEBV e suas bacias tributárias é uma visão factível. Entretanto, se apresenta um desafio extremamente difícil de ser superado, em função da necessidade de universalização dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto, além da implantação de novos processos de tratamento terciário. A mudança de mentalidade sobre métodos e técnicas de produção agropecuária e a necessidade de reflorestamento de grandes áreas de mata ciliar, contribuem para complexidade do desafio de se alcançar esse cenário.

A eficácia do processo de governança na gestão das águas das bacias tributárias e do SEBV se dá com visão descentralizada e participativa dessas ações e pela necessidade de inserção da sociedade nesse processo, tendo como referência políticas públicas consistentes e transparentes, com a opinião e interesses da sociedade sendo efetivamente levados em consideração, garantia fundamental para o seu sucesso. Entretanto o modelo atual não está conseguindo apresentar as respostas e soluções necessárias, com os problemas persistindo e, em alguns casos (e.g., disponibilidade), se agravando. De qualquer forma, independente das estratégias a serem implantadas, as políticas de gestão integrada de recursos hídricos nas bacias tributárias do SEBV devem ser aplicadas de modo adaptativo e dentro do princípio da precaução, fundamentais para obtenção de êxito nos objetivos propostos.

6. CONCLUSÕES

O Sistema Estuarino da Baía de Vitória – SEBV, está localizado na região costeira centro-sul do Estado do Espírito Santo, e faz parte dos municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra. O SEBV possui área total de 42,0 km², que inclui um manguezal de 25,0 km², para um espelho d'água de 18,0 km².

A ocupação no entorno do SEBV apresenta uma gama de características ambientais e culturais, que muitas vezes se mostram incompatíveis, principalmente aquelas associadas a ocupação irregular e a presença do complexo portuário. Os conflitos são reflexo do processo de diversificação econômica que ocorreu no estado do Espírito Santo a partir da década de 70, quando se inicia um processo de industrialização, com a instalação e expansão do parque industrial, de forma concentrada, na Região Metropolitana. As grandes unidades industriais especializadas na produção de bens intermediários resultaram em impactos ambientais negativos, com os serviços de saneamento básico (i.e., drenagem, abastecimento de água e coleta/tratamento de esgotos) não acompanhando o rápido processo de urbanização, com a ocupação de áreas de risco com alta declividade, ou áreas passíveis de inundação, como manguezais.

A degradação ambiental é confirmada a partir de diferentes estudos realizados no SEBV, que constataram contaminação da água e sedimentos por metais pesados, hidrocarbonetos e microorganismos entéricos, oriundo de despejo de esgoto sanitário *in natura*. A contaminação também foi identificada em amostras de moluscos bivalves, com elevadas concentrações de coliformes totais e *Escherichia coli* e ocorrência do genoma dos vírus entéricos adenovírus e rotavírus. Também foram constatados teores de Cd, Pb e Zn, além de concentrações de Cr em tainhas e em robalos em quantidade maior que a admissível pela legislação brasileira para frutos do mar.

A drenagem fluvial para o SEBV apresenta comprometimento da qualidade das águas, conforme dados do Programa de Monitoramento de Águas Interiores da Agência Estadual de Recursos Hídricos - AGERH, particularmente os Rios Itanguá - ITA, Aribiri - AR e Marinho - MF. Foram constatadas classes de qualidade *Ruim*, *Regular* e *Péssima* para o Índice de Qualidade das Águas – IQA, com valores de PT acima do recomendado pela legislação para a proteção das comunidades aquáticas, aquicultura e atividade de pesca (Classe 2 da Resolução CONAMA nº 357 de 2005). Com a razão N:P muito acima do ideal para o desenvolvimento do fitoplâncton, constata-se perturbação do ambiente natural em função do despejo de efluentes domésticos *in natura*, associado à provável retenção de P nos reservatórios à montante.

A qualidade das águas que aportam ao SEBV é resultado da drenagem de um conjunto de 10 bacias hidrográficas, que com 1.925 km², é considerado como de pequeno porte. A principal bacia é a do rio Santa Maria da Vitória - SMV, cuja área de drenagem (1.563,3 km²), corresponde a 81 % do total da área total de drenagem para o SEBV. Com 10,0 km² a bacia do Canal da Passagem Sul – PSS, é a menor contribuinte, representando 0,5 % da área total. A ocupação desordenada também é constatada nas bacias tributárias, com a ocorrência de concentrações urbanas, indústrias, atividades agrícolas e pecuárias, apesar da ocorrência de remanescentes florestais, distribuídos em todas bacias, correspondendo a 43 % da área total das bacias. A bacia hidrográfica SMV apresenta a maior porcentagem de cobertura florestal de todas as bacias, 49,0 %.

Uma característica das bacias menores são as intervenções de engenharia, resultando em retificação e mesmo extinção de parte dos canais fluviais, assim como a substituição por valas e canalizações subterrâneas, em função da urbanização das suas áreas. As maiores declividades médias ocorrem nas bacias SMV, Bubu – BU e MF, com 32,3; 22,0 e 19,5 %, respectivamente, sendo as bacias mais sujeitas a processos erosivos, potencializando o aporte de materiais em suspensão ao SEBV. Entretanto, as bacias tributárias do SEBV apresentam baixo risco de erosão e de degradação ambiental, ao apresentarem uma baixa Densidade de Drenagem - Dd, que representa facilidades para infiltração no solo, além de solos permeáveis, que também diminui o escoamento superficial.

A hidrologia das bacias tributárias do SEBV é caracterizada por uma estimativa de aporte anual de água doce de 2,05 km³.ano⁻¹, com um aporte mínimo de 0,003 km³.ano⁻¹ em agosto e um máximo de 0,17 km³.ano⁻¹ em dezembro, uma variação de 5.600 %. A maior contribuição individual é da SMV, que com 1,64 km³ anuais, representa 80 % do total de aporte de água doce ao SEBV. As menores contribuições são oriundas da bacia AR, que correspondendo a 0,8 % do total. Com relação a produção por unidade de área, há uma semelhança bastante grande, com a produção variando entre 87,8 e 103,6 10³m³.km⁻².ano⁻¹, nas bacias SMV e BU, respectivamente. A presença de represamentos no SMV é um fator potencial de alteração nessas vazões, uma vez que o volume a ser aportado ao SEBV pode ser gerenciado de acordo com demandas e necessidade de utilização por parte da sociedade, i.e., produção de energia hidrelétrica e, em eventos hidrológicos extremos, para abastecimento doméstico.

As emissões estimadas de N e P das bacias para o SEBV correspondem a um total de 10.783,7 e 5.480,4 ton.ano⁻¹, respectivamente. De acordo com modelo para enquadramento das bacias em função da relação entre os fluxos locais e um fluxo médio global para N e P (Meybeck *et al.*, 2006), o conjunto de bacias tributárias do SEBV é classificado como *hot spot*. Essa condição de *hot spot* supera grandes bacias globais (e.g., drenagem para a região sul do Mar da China, hiperativa), brasileiras (e.g., Parnaíba, euri-ativas) e as bacias costeiras do litoral do nordeste brasileiro, classificadas como meso-ativas. Assim, as bacias tributárias do SEBV são consideradas como potenciais grandes contribuintes de materiais para os sistemas costeiros adjacentes. Isso se deve a alta densidade da população, aportes antropogênicos e alterações na hidrologia. Esse aporte excessivo de nutrientes pode vir a causar a eutrofização dos ecossistemas aquáticos do SEBV, o que já vem sendo indicado em estudos realizados em amostras de água e sedimento.

A bacia SMV contribui com 80 % do aporte de N e 89 % de P. A bacia PSS contribuiu com os menores aportes, 1,1 e 0,6 % de N e P, respectivamente. As expressivas emissões de N e P, verificadas para a SMV, justificam-se pela vocação econômica da região, principalmente a avicultura e agricultura, assim como a sua maior extensão com relação às demais bacias, pois representa 81 % da área total das bacias tributárias do SEBV. Para a bacia PSS a reduzida emissão se justifica pela pequena dimensão da bacia e pelo sistema de tratamento e coleta de esgoto doméstico e resíduos sólidos, associada a existência de cobertura florestal, 17,8 %. Esses fatores contribuem para volatilização da amônia. Quando normalizadas por área, as maiores emissões estão associadas à bacia Praia da Costa e Canal - PC (20,1 e 5,5 ton.km⁻².ano⁻¹ de N e P, respectivamente), e, em seguida, à bacia ITA, (13,4 e 3,6 ton.km⁻².ano⁻¹ de N e P, respectivamente) que possuem como características em comum a alta densidade populacional, alto grau de urbanização e baixos níveis de coleta e destinação de esgoto doméstico, fatores determinantes para a geração de N e P.

As emissões totais de N e P por fontes antrópicas nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV são, respectivamente, 31,5 e 147,7 vezes superiores que as oriundas de fontes naturais, representando 97 e 99 % das emissões totais de N e P, respectivamente. As maiores contribuições são oriundas da pecuária (8.000,4 e 4.801,4 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente) e esgoto doméstico (1.706,3 e 492,4 ton.ano⁻¹ de N e P, respectivamente). Essas contribuições de nutrientes, além das resultantes dos processos erosivos, refletem nas concentrações observadas no SEBV. Dessa forma, a avaliação da contribuição relativa das fontes de emissões de nutrientes, e o seu monitoramento nas bacias tributárias e no próprio estuário, é fundamental para controle do processo de eutrofização estuarina e para manutenção da qualidade das águas e dos serviços ecossistêmicos propiciados. Essa necessidade é reforçada a

partir das diferenças encontradas entre as estimativas das cargas de nutrientes com base nos dados de amostragem de N e P (Programa de Monitoramento de Águas Interiores – AGERH) e com base nos fatores de emissões. Dessa forma, conclui-se que além do esgoto sanitário sem tratamento despejado nas bacias do SEBV, devem ser significativas também fontes de nutrientes, sobretudo de N, oriundas de aplicação fertilizantes na agricultura e queima de combustíveis fósseis, particularmente na Grande Vitória, aonde há grande concentração de veículos.

A análise da sócioeconomia constatou que as bacias hidrográficas tributárias do SEBV comportam mais de 72 % da população dos municípios abrangidos pelas bacias, uma população estimada em 1.159.350 habitantes em 2010, sendo a grande maioria urbana (96,1 %). A exceção é a bacia SMV, cuja maior parte da população é rural (56 %), reflexo das características dos municípios de Santa Leopoldina e Santa Maria de Jetibá, predominantemente rurais. A população dos municípios abrangidos pelas bacias hidrográficas, que na década de 1970 era de 400.000 habitantes, aumentou cerca de 400 % no período de 40 anos, 1970-2010. Esse incremento da população foi reflexo do processo migratório iniciado na década de 70. O fluxo migratório foi associado à reformulação da matriz econômica do estado, que resultou em diversificação e modernização, além da implantação de diversos projetos industriais na região da Grande Vitória. O crescimento populacional se manteve estável ao longo da década de 80, após a qual começa a diminuir. Decorrente desse processo constata-se a existência de arranjos de uso da terra onde se destacam as atividades urbano-industriais dos municípios pertencentes à Região Metropolitana de Vitória, e a atividade agropecuária das cidades que compõem parcela da região serrana. A indústria e prestação de serviços confirmam a capacidade de geração de riquezas na Grande Vitória, enquanto Santa Maria de Jetibá apresenta grande evolução resultante da expansão da atividade agropecuária, particularmente avicultura.

A expansão das atividades agropecuárias, da urbanização e industrialização, da captação de água para irrigação e consumo humano e industrial, constitui importantes indutores com alto potencial de degradação ambiental para o SEBV e suas bacias tributárias, com reflexos na alteração da paisagem. A alteração da paisagem se dá com a redução das áreas naturais (i.e., florestas) e também das seminaturais (i.e., agricultura e pecuária), com um aumento considerável (11 %) das áreas urbano-industriais no período de 1980-2010. As mudanças resultantes do incremento populacional e de atividades produtivas na Grande Vitória, assim como das atividades agropecuárias, notadamente no município de Santa Maria de Jetibá, são associadas a pressão de transformação da paisagem, sendo prioritariamente direcionada para áreas já alteradas, mas ocorrendo também em áreas com cobertura florestal.

A análise dos aspectos socioeconômicos permitiu identificar expansão das atividades produtivas, aumento da população e sua concentração na Grande Vitória (áreas urbanas representam somente 8,2 % da área total das bacias), aumento da demanda de água para abastecimento e irrigação, carência de sistemas de tratamento e disposição adequada de esgoto doméstico (média geral nas bacias do SEBV de 31,9 % da população atendida, sendo inexistente em algumas localidades de Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina) e resíduos sólidos e a expansão das atividades agropecuárias, particularmente na SMV. Desmatamento, alterações no uso da terra e aumento do aporte de materiais em suspensão, decorrentes de processos erosivos associados as práticas agrícolas adotadas, assim como aporte de nutrientes decorrentes do excesso de aplicação na agricultura ou resultantes da produção animal, são processos crônicos nas bacias hidrográficas tributárias do SEBV. Mudanças na paisagem e nos setores produtivos resultaram em um aumento no potencial de emissões de N e P nas bacias hidrográficas, com posterior comprometimento da qualidade das águas do SEBV.

A configuração de problemas ambientais nas bacias do SEBV indica que a necessidade de conservação do manguezal existente no SEBV vai além da questão de fauna e flora, uma vez que, do ponto de vista hidrológico, há uma constante preocupação com as vazões do SMV quanto aos efeitos que a redução e/ou intermitência podem causar no estuário e, conseqüentemente, no manguezal. A tendência de expansão das atividades antrópicas e, conseqüentemente, o aumento da demanda de água doce, além da estiagem ao longo de 2014 e 2015, reduziu a vazão do SMV, com implicações de salinização estuarina e potenciais impactos negativos sobre o manguezal.

O governo do estado atua na fiscalização e outorga dos recursos hídricos e os municípios possuem estruturas administrativas com atuação em gestão das águas, havendo atuação em conjunto com os comitês gestores de bacias hidrográficas. Dentre as estruturas de gestão existentes, a ação dos comitês de bacias representa uma atuação integrada para o contínuo flúvio-estuarino, através da elaboração dos Planos de Bacias e Enquadramento dos Corpos de Água. Entretanto, o modelo atual de governança não está conseguindo apresentar as respostas e soluções necessárias, com os problemas persistindo e, em alguns casos (e.g., disponibilidade), se agravando. Essa situação resulta de históricos problemas de descontinuidade e atrasos na execução dos programas de gestão ambiental, principalmente os voltados para implantação de infraestrutura de saneamento básico e recuperação de áreas degradadas, assim como excesso de tempo decorrido entre o planejamento, execução e conclusão das atividades previstas e não atingimento das metas propostas. Dessa forma, há uma baixa aderência da população aos sistemas de coleta e destinação de esgoto doméstico existentes, conflitos de usos das águas,

desmatamento e expansão de áreas urbanas sem planejamento nas bacias tributárias do SEBV. Os problemas ambientais existentes comprovam a ineficiência do modelo de governança das águas adotado pelos órgãos gestores de recursos hídricos.

As ações para gestão das águas não têm atingido resultados no sentido de garantir a disponibilidade total de água com qualidade, não somente para consumo humano, mas também para recreação, coleta e cultivo de espécies aquáticas. Anos atípicos com baixa pluviosidade (e.g., 11,9 mm de pluviosidade total em janeiro de 2015), como foram 2014 e 2015, restringiram a disponibilidade de água para atividades produtivas, particularmente agricultura e indústria. A segurança hídrica para abastecimento humano foi, inclusive, ameaçada. Soma-se também o fato da rede de informações hidrológicas e de qualidade das águas não abranger todas as bacias, com o posicionamento das estações de medição e coleta não sendo o mais adequado, o que limita avaliações sobre os reais fluxos hidrológicos de água, nutrientes e materiais que aportam ao SEBV.

A deterioração da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, particularmente o SEBV, impacta um conjunto de atividades e usos antrópicos, ocasionando restrições na utilização dos serviços ecossistêmicos. O que se dá, particularmente, naqueles associados ao consumo e lazer, com potencial comprometimento da saúde humana, em função da contaminação de pescado e moluscos bivalves. Há também impacto nas atividades turísticas, culturais e produtivas, uma vez que muitas comunidades do litoral espírito-santense são relacionadas em aspectos sociais, econômicos e culturais ao manguezal.

A abordagem DPSIR, estratégia que se tem mostrado bastante eficaz para auxiliar no processo de gestão ambiental, ao possibilitar a análise das relações de causa e efeito, foi utilizada para avaliar o processo de eutrofização do SEBV. O DPSIR visou identificar e classificar os **indutores** decorrentes das atividades antrópicas; definir as **pressões** que causam alterações nas bacias tributárias e ao SEBV; determinar o **estado** atual da qualidade ambiental do SEBV; identificar os **impactos** decorrentes e propor **respostas** visando mitigar os problemas existentes e quais os possíveis cenários resultantes da implementação, ou não, dessas respostas, assim como a sua eficácia. O DPSIR mostrou-se eficaz como método para a integração dos resultados obtidos, de modo a avaliar como aspectos das bacias hidrográficas tributárias, variáveis morfométricas, vazão específica, densidade de população, atividades produtivas, estimativas de emissões de N e P e a evolução e uso da terra, podem afetar a qualidade ambiental do SEBV, subsidiando a elaboração de respostas de gestão.

As atividades agrícolas e pecuárias, urbanização e industrialização, captação de água para irrigação e consumo humano e industrial foram consideradas os principais indutores, com a urbanização e industrialização considerados com alto *potencial de danos*, decorrentes da concentração e expansão das áreas urbanas na região da Grande Vitória e no entorno do SEBV. Mudanças climáticas e eventos hidrológicos extremos foram identificados como indutores naturais.

O desmatamento, aumento da carga antrópica de nutrientes, despejo de resíduos sólidos, despejo de efluentes domésticos e industriais, captação de água, transposição de bacias e represamento fluvial, foram considerados como pressões. O “desmatamento” é a pressão ambiental mais significativa em função do *potencial de dano*, *área de abrangência*, o *curto espaço de tempo* que decorre entre causa e efeito, além da sua *irreversibilidade*, com o “despejo de esgoto doméstico” em destaque, em função da alteração da qualidade das águas e baixa coleta e destinação adequada (média geral nas bacias do SEBV de 31,9 % da população atendida, sendo inexistente em algumas localidades de Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina), que ocorre ao longo de toda a área de estudo. Evento hidrológico extremo de estiagem se apresenta como pressão natural sobre as bacias hidrográficas e o SEBV.

As seguintes alterações no estado da rede fluvial foram constatadas nas bacias tributárias do SEBV: Turbidez de até 200 UNT em períodos de chuvas, incremento de 2.493 e 13.193 % nos aportes naturais de N e P, respectivamente, originados das atividades agropecuárias, incremento de 513,6 e 1.335,8 % nos aportes naturais de N e P, respectivamente, originados do despejo de efluentes domésticos, assim como incremento de 9,3 e 45,2 % nos aportes naturais de N e P, respectivamente, originados do despejo inadequado de resíduos sólidos. Também foram constatadas concentrações máximas de 79,0 e 3,5 mg.L⁻¹ de N e P, respectivamente, no Rio Aribiri e vazão do SMV abaixo do nível crítico (3,8 m³.s⁻¹), durante período de estiagem. Enquanto no SEBV é possível constatar as seguintes alterações: contaminação por metais pesados e hidrocarbonetos, altas concentrações de coliformes termotolerantes e incremento da salinidade, turbidez e MPS.

Assoreamento dos cursos d'água, comprometimento da biodiversidade, diminuição de vazão, comprometimento da resiliência, poluição e toxicidade nos ambientes, diminuição da qualidade da água, restrições aos usos das águas, comprometimento da saúde humana e comprometimento dos bens e serviços, foram identificados como os principais impactos observados no SEBV e bacias hidrográficas tributárias.

Como estratégias de gestão visando mitigar, adaptar ou prevenir impactos negativos de origem antrópica são propostas respostas de natureza regulatória (e.g. cumprimento da legislação, elaboração/atualização de planos de desenvolvimento municipal e Planos de Bacias), natureza legislativas (e.g. cumprimento da legislação ambiental e de recursos hídricos, implementação dos programas, ações e intervenções previstas no Plano de Enquadramento de Bacias), natureza corretiva (e.g. implantação do Programa de Gestão Integrada das Águas e da Paisagem, implantação das melhores práticas agropecuárias), natureza compensatórias (e.g. compensação ambiental, fortalecimento das ações do Programa Corredores Ecológicos e do Mosaico de Manguezais) e de natureza preventivas (e.g. conscientização da população, programas de capacitação).

A abordagem DPSIR, associada a hierarquização dos indicadores e tendo como base critérios de qualificação, permitiu reduzir a subjetividade dos indicadores utilizados. A partir da avaliação feita, constata-se uma maior subjetividade no processo de identificação das pressões, considerando a dificuldade intrínseca de quantificar aspectos como *Potencial de Dano*, *Probabilidade de Ocorrência*, *Rapidez entre Causa e Efeito* e *Irreversibilidade da Mudança*. Uma maneira de otimizar essa quantificação passa pela ampliação do conhecimento das interações do sistema socioambiental, particularmente nos aspectos referentes as relações existentes entre o ser humano e a natureza e incorporação do conhecimento sobre as funções que regulam o funcionamento dos ecossistemas e seus componentes.

Conforme demonstrado no presente estudo, com a utilização da abordagem DPSIR foi possível a compilação e organização dos dados ambientais e socioeconômicos na forma de indicadores, de maneira objetiva, o que permitiu relacionar as forças motrizes humanas *subjacentes* às pressões que ocorrem nos sistemas socioambientais do SEBV e bacias hidrográficas tributárias e que alteram o seu estado. Dessa forma, o DPSIR pode ser difundido para os atores e gestores com atuação no contínuo flúvio-estuarino, se configurando como uma ferramenta extremamente útil como subsídio a formulação de políticas públicas e tomada de decisão.

Decorrente de um modelo de governança que não tem conseguido apresentar as respostas e soluções necessárias aos problemas ambientais existentes, as variáveis de estado relativas ao cenário *Situação Atual (Business as Usual)*, apontam para um quadro extremamente preocupante no SEBV e nas bacias hidrográficas tributárias. Há deterioração da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos, particularmente o SEBV, impactando um conjunto de usos antrópicos, com potencial comprometimento da saúde humana, além de reflexos negativos em atividades turísticas, culturais e produtivas. É evidente a necessidade de ações por parte do poder público e da sociedade no sentido de reverter esse quadro, não sendo possível a

postergação de ações. Cabe ainda ressaltar o fato deste cenário não representar somente a situação atual do gradiente flúvio-estuarino, mas uma condição a qual não se vislumbra alterações no médio prazo e que vem se agravando ao longo dos últimos anos.

Constatado o cenário atual, fica nítida a importância do cenário de *Política de Metas (Policy Target)*, ao possibilitar avaliar planos e programas existentes e o quanto podem contribuir para melhoria da atual qualidade ambiental do SEBV e bacias hidrográficas tributárias. Planos de Bacias, Programas de enquadramento das águas, coleta e tratamento de esgoto, além de reflorestamento e melhores práticas agrícolas estão em implantação, projetando um cenário bastante favorável dentro de um universo temporal de até 20 anos, caso sejam efetivados e as metas propostas atingidas. Esse quadro indica que o SEBV e suas bacias tributárias estão em um momento propício para reverter ou minimizar o histórico processo de degradação ambiental existente. Entretanto, descontinuidade e atrasos nas obras de implantação dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto doméstico e baixa aderência da população aos programas de gestão das águas, saneamento, recuperação florestal e educação ambiental desenvolvidos pelos órgãos gestores (Estado, prefeituras e Comitês de Bacias), podem vir a comprometer o processo de recuperação da qualidade ambiental.

Cabe ainda a discussão das condições que resultariam em um cenário no qual as políticas de gestão fossem efetivamente implementadas, o *Cenário Verde*. Nesse sentido, faz-se necessário a adoção de uma agricultura menos intensiva, em que a efetiva redução do aporte de nutrientes aos rios, recomposição da vegetação ciliar e o tratamento terciário de efluentes domésticos seja a norma. A redução dos aportes antrópicos de nitrogênio e fósforo para as bacias hidrográficas e SEBV é uma perspectiva factível, mas que apresenta um desafio extremamente difícil de ser superado, em função da necessidade de universalização dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto. Há de ser considerado ainda o lapso de tempo decorrido entre o planejamento e a execução das obras, que não conseguem acompanhar a expansão das cidades. Como parte desse grande desafio que é alcançar o *Cenário Verde*, há a necessidade de implantação de novos processos de tratamento terciário, a mudança de mentalidade sobre métodos e técnicas de produção agropecuária e reflorestamento de grandes áreas de mata ciliar. Dessa forma, o *Cenário Verde* indica caminhos e metas que deveriam ser adotados para a gestão dos recursos hídricos no SEBV e suas bacias tributárias, não necessariamente em sua totalidade, mas como referência de qualidade ambiental.

Conclui-se então que processo de governança na gestão das águas das bacias tributárias e do SEBV terá eficácia se baseado em modelo descentralizado e participativo das ações e pela inserção da sociedade no processo, tendo como referência políticas públicas consistentes e transparentes, com a expectativa e interesses da sociedade sendo efetivamente levados em consideração. De qualquer forma, independente das estratégias a serem implantadas, as políticas de gestão integrada de recursos hídricos nas bacias tributárias do SEBV devem ser aplicadas de modo adaptativo e dentro do princípio da precaução, fundamentais para obtenção de êxito nos objetivos propostos.

7. RECOMENDAÇÕES E PERSPECTIVAS

As diferentes atividades e uso da terra nas bacias tributárias do Sistema Estuarino da Baía de Vitória - SEBV, caracterizadas por concentrações urbanas e industriais, atividades agrícolas e pecuárias, são potenciais geradores de cargas significativas de nutrientes para o SEBV. Entretanto, o conhecimento dessas atividades deve ser ampliado no sentido de efetivamente se cadastrar e quantificar as diferentes fontes de emissões de N e P para o SEBV, pois, uma vez associados a um quadro de incremento permanente do consumo da água, podem vir a comprometer ainda mais a qualidade ambiental do SEBV. Dessa forma, o conhecimento do real aporte de nutrientes passa ser um fator de direcionamento e priorização das ações voltadas à governança do contínuo flúvio-estuarino. Informações como a população efetivamente atendida por coleta e tratamento de esgoto, destinação correta de resíduos sólidos, vazões dos tributários do SEBV, quantificação das culturas agrícolas e criações animais nas bacias hidrográficas, uso e cobertura da terra atualizado, se apresentam como indispensáveis para o conhecimento do real aporte de nutrientes ao SEBV.

A abordagem utilizada para a quantificação das emissões, a partir do momento que incorpora e discrimina as diferentes fontes, tanto naturais quanto antrópicas, é eficaz no sentido de direcionar as ações de programas de gestão das águas. Ao permitir identificar e quantificar as diferentes fontes potenciais de contaminação, são determinadas as prioridades de ação. O monitoramento da qualidade das águas que aportam ao SEBV constitui informação complementar às estimativas das emissões de nutrientes, possibilitando não somente a calibração do modelo utilizado, mas avaliações da evolução temporal da qualidade ambiental.

Eventos hidrológicos extremos também devem ser alvo dos gestores públicos, uma vez que estiagem como a que ocorreu no estado ao longo do ano de 2014 e que se manteve no ano de 2015, reduziu as vazões do rio Santa Maria da Vitória – SMV. Por outro lado, o excesso de chuvas resulta em inundações/alagamentos, grandes quantidades de material em suspensão, decorrentes de erosão, indicando não haver uma adaptação para conviver com esses fenômenos.

Além disso, conforme demonstrado no presente estudo, a abordagem DPSIR é uma ferramenta extremamente útil ao processo de gestão das águas, pois possibilita fazer a associação causa – efeito com relação aos problemas ambientais existentes nas bacias tributárias e no SEBV, indicando prioridades no processo de implementação das respostas de gestão, a partir da qualificação dos indutores e pressões identificados. Assim, a incorporação do DPSIR na gestão

das águas deve ser tratada como uma evolução natural desse processo atualmente sendo executado pelos órgãos gestores.

Como perspectiva final, os resultados levantados e analisados no presente estudo reforçam a necessidade de maior atenção sobre a importância da descarga fluvial para a manutenção dos processos estuarinos. Se faz necessário, ainda, que as instituições e entidades envolvidos no processo de governança também conheçam melhor essas relações entre os padrões dos fluxos hidrológicos e os impactos ambientais nos estuários, para que possam propor e aprimorar as ações de gestão das águas no contínuo fluvio-estuarino, assim como avaliar a sua eficácia. Cabendo ainda uma avaliação geral do processo e estrutura de governança existente, que não consegue antecipar as demandas e solucionar os históricos problemas de qualidade ambiental e conflitos de uso das águas existentes nas bacias tributárias e no SEBV.

8. REFERÊNCIAS

- ABRELPE (2012). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2011**. Disponível em <http://www.abrelpe.org.br/>.
- ABRELPE (2014). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil, 2013**. Disponível em <http://www.abrelpe.org.br/>.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS - AGERH (2014a). **Dados do Programa de Monitoramento de Águas Interiores**. Gerência de Geomática e Rede. Vitória, ES.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS - AGERH (2014b). **Dados de outorga de usos dos recursos hídricos**. Gerência de Regulação. Vitória, ES.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – AGERH (2015a). **Elaboração de Projeto Executivo para Enquadramento dos Corpos de Água em Classes e Plano de Bacia para os Rios Santa Maria da Vitória e Jucu**. Relatório Técnico. Consórcio NIP S.A. – PROFILL.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – AGERH (2015b). **Outorga de direito de usos dos recursos hídricos**. Disponível em www.agerh.es.gov.br. Acesso em 10 de junho de 2015.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – AGERH (2015c). **Boletim semanal de sazões. Rio Santa Maria da Vitória**. Disponível em www.agerh.es.gov.br. Acesso em 10 de junho e 23 de outubro de 2015.
- AGYEMANG, I.; MCDONALD, A.; CARVER, S. (2007). Application of the DPSIR framework to environmental degradation assessment in northern Ghana. *Natural Resources Forum*, 31:212-225.
- ALBINO, J.; VALE, C. C.; GOMES, R. C. (2004). **Modelagem, monitoramento, erosão e ocupação costeira** – MMOC/ES, INSTITUTO DO MILÊNIO – RECOS. Relatório Final. UFES.
- ALBER, M. (2002). A conceptual model of estuarine freshwater inflow management. *Estuaries*, 25(6B):1246–1261.
- ALMEIDA, A. Q. de (2007). Influência do desmatamento na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do Córrego do Galo, Domingos Martins, ES. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES.
- ALVES, M.M. (2008). Distribuição espaço temporal de coliformes termotolerantes relacionada à dinâmica de maré e fatores físico-químicos no estuário do Canal da Passagem – Vitória – ES. **Monografia**, Curso de Graduação em Oceanografia, UFES.

- ALVES, M.M.; BARROSO, G.F.; NETO, R.R. (2015). Spatial and temporal distribution of thermotolerant coliform in Canal de Passagem (Vitória - ES) - related to physico-chemical parameters and tide. *Brazilian Journal of Oceanography*, 63(4):423-428; <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592015090806304>.
- ANDERSEN, J.H.; CARSTENSEN, J.; CONLEY, D.J.; DROMPH, K.; FLEMING-LEHTINEN, V.; GUSTAFSSON, B. G.; JOSEFSON, A.B.; NORKKO, A.; VILLN, A.; MURRAY, C. (2015). Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*. doi: 10.1111/brv.12221.
- ARASTOO, B.; GHAZARYAN, S. (2013). Land cover changes detection in Semnan province by remote sensing techniques. *International Journal of Agronomy and Plant Production*, 4(7):1637-1644.
- ARAÚJO, C.B.O. (2008). Caracterização física e regionalização de vazão máxima na bacia do Rio do Carmo, alto Rio Doce. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG.
- ÆRTEBJERG, G., ANDERSEN, J.H. & HANSEN, O.S. (2003). **Nutrients and eutrophication in Danish marine waters. A challenge for science and management**. National Environmental Research Institute. ISBN: 89-7772-728-2.
- AESBE (2012). CESAN conclui Programa Águas Limpas e inaugura sistema de esgotamento sanitário de Vitória. AESBE Conteúdo. **Vitória, 03 ago. 2012**. Disponível em: <http://www.cesan.com.br/investimentos/aguas-limpas/apresentacao/>, acesso em 24/04/2015.
- ATLAS BRASIL (2015). **Atlas do desenvolvimento humano no Brasil**. Disponível em <http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/consulta/>. Acesso em 09 de abril de 2015.
- BARBOSA, R.P. (2010). Aplicação do Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA) ao sistema estuarino da baía de Vitoria. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- BARROS FILHO, G. C. de. (2002). Identificação dos processos físicos na hidrodinâmica das águas do entorno da Ilha 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 assesment of the eutrophication potencial from sewage effluents of four wastewater treatment plants in Espírito Santo State (Brazil). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26:666-670.

- BARROSO, G.F.; MARTINS, F.C.O.; LELLIS, F.S.; SANTANA, S.E. (2012). Integrated river basin management: incorporating coastal zone issues. In: BILIBIO, C.; HENSEL, O.; SELBACH, J.F. Sustainable water management in tropics and subtropics – and case studies in Brazil. VI. 3. Jaguarão/RS: Fundação Universidade do Federal do Pampa, UNIKASSL, PGCult-UFMA, 1183p.
- BARROSO, G. F. & MELLO, F.A. de O. (2013). Compartimentação da paisagem e indicadores de pressões ambientais em ecossistemas lacustres e fluviais na região do Baixo Rio Doce (ES). **Anais. XV Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada: Uso e Ocupação da Terra e as Mudanças das Paisagens.** Vitória (ES), 8 a 12 de julho de 2013. Departamento de Geografia. CCHN. UFES.
- 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.
- BELCHIOR, C.C. (2008). Gestão costeira integrada - Estudo de caso do Projeto ECOMANAGE na região estuarina de Santos-São Vicente, SP, Brasil. **Dissertação de Mestrado.** Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- BELFIORE, S. (2003). The growth of integrated coastal management and the role of indicators in integrated coastal management: introduction to the special issue. *Ocean & Coastal Management*, 46:225–234.
- BERNARDES, M.C., KNOPPERS, B.A., REZENDE, C.E., SOUZA, W.F.L.; OVALLE, A.R.C. (2012). Land-sea interface features of four estuaries on the South America Atlantic coast. *Brazilian Journal of Biology*, 72(3, suppl.):761-774.
- 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.
- BEU, S.E. (2008). Análise socioambiental do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape e Ilha Comprida (SP): subsídios para o planejamento ambiental da região. **Dissertação de Mestrado.** Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais - USP. São Paulo.
- BIDONE, E. D.; SILVA FILHO, E. V.; GUERRA, T.; BARROSO, L. V. ; OVALLE, A. R. C. (1999). Natural and cultural nutrient level in rivers of small coastal watersheds, S-SE, Brazil. In: Knoppers, B., Bidone, E. D. & Abrão (eds.), Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil. Niterói, RJ. UFF/FINEP. Série Geoquímica Ambiental, 6:89-103.

- BIDONE, E.D; LACERDA, L.D. (2004). The use of DPSIR framework to evaluate sustainability in coastal areas. Case study: Guanabara Bay basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Regional Environmental Change*, 4:5-16.
- BORGES, F.Z. (2009). Análise da distribuição sedimentar da matéria orgânica e fósforo total na porção noroeste da Baía da Grande Vitória, ES. **Monografia**, Curso de Graduação em Oceanografia, UFES.
- BOTERO, C.M.; FANNING, L. M.; MILANES, C.; PLANAS, J.A. (2016). An indicator framework for assessing progress in land and marine planning in Colombia and Cuba. *Ecological Indicators*, 64:181-193.
- BOURGUIGNON, N.; FERNANDES, V. (2015). Mais de um milhão jogam esgoto na baía de Vitória. A Gazeta. **Vitória, 26 abr. 2015.** Disponível em <http://grandesreportagens.redegazeta.com.br/?p=957>, acesso em 26/04/2015.
- BORJA, A.; GALPARSORO, I.; SOLAUN, O.; MUXIKA, I.; TELLO, E. M.; URIARTE, A.; VALENCIA, V. (2006). The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:84-96.
- BRAGA, P. M. & FERREIRA, C. N. (2011). Propostas de indicadores ambientais na gestão de recursos hídricos na comunidade de Ponta Grossa dos Fidalgos, Lagoa Feia – RJ: utilização do Modelo Força Motriz/Pressão-Situação-Impacto-Resposta. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 5(2):11-26.
- BRASIL. Lei n. 7.661, de 16 de maio de 1988. **Dispõe sobre o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7661.htm . Acesso em 17 mar 2015.
- BRASIL. Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.** Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm> Acesso em 17 mar 2015.
- BRASIL Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002. **Regulamenta o art. 9º, inciso II, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, estabelecendo critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil – ZEE e dá outras providências.** Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4297.htm> Acesso em 17 mar 2015.

- BRILS, J.; APPLETON, A.; van EVERDINGEN, N.; BRIGTH, D. (2015). The role of stakeholder participation. **In:** Martin-Ortega, J.; Ferrier, R.C.; Gordon, I.J.; Khan, S. (2015). Water ecosystem services: a global perspective. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- BRITES, R. S; BIAS, E. S; ROSA, A. N. C. S. (2012). Classificações por regiões. **In:** Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. de. (Org.) Brasília: UnB, 2012. Disponível em: <http://www.cnpq.br/documents/10157/56b578c4-0fd5-4b9f-b82a-e9693e4f69d8> Acesso em 03 abril de 2015.
- BU, H.; MENG, W.; ZHANGB, Y.; WAN, J. (2014). Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecological Indicators*, 41:187-197.
- BURROUGHS, R. (2011). **Coastal governance**. Washington,D.C., Island Press, 257 p.
- BURBRIDGE, P.; BUDDEMEIER, R. W.; LE TISSIER, M.; COSTANZA, R. (2005). Synthesis of Main Findings and Conclusions. **In:** CROSSLAND, C. J., KREMER, H. H., LINDEBOOM, H. J., MARSHALL, J. I., MARSHALL-CROSSLAND, J. J. AND TISSIER, M. D. A. Coastal fluxes in the Anthropocene. Berlin, Springer: 1-37, 2005.
- BURTON, J. (2003). **Integrated water resources management on a basin level**. UNESCO - Editions MultiMondes.
- CAMPOS, M.M.; GUIMARÃES, P. de M.; LOUREIRO, R.M. (2012). Paisagem, projeto e vida urbana: o centro histórico portuário de Vitória (ES, Brasil). III Seminário Internacional URBCENTROS, Salvador, Bahia. **Anais**.
- CAMPOS, S.; NARDINI, R. C.; FELIPE, A. C.; DE CAMPOS, M.; GARCIA, Y.M. (2014). Análise morfométrica da micro bacia do Sítio Água Fria – Bofete, SP., como subsídio ao planejamento ambiental. **Anais**. 2º CONVIBRA - Agronomia. Congresso Virtual de Agronomia. 2014. ISSN 2358-1689.
- CARMO, T. M. S. (1987). Os Manguezais ao Norte da Baía de Vitória, Espírito Santo. **In:** Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, 1, Cananéia, SP, 1987. **Anais**. Academia Brasileira de Ciências.
- CARMO, T. M. S., ABAURRE, M. G. B., MELO, R. M. S., XAVIER, S. Z., COSTA, M. B.; HORTA, M. M. (1995). Os Manguezais da Baía Norte de Vitória, Espírito Santo: Um Ecossistema Ameaçado. *Revista Brasileira de Biologia*, 55(4): 801-818.

- CARMO, M.S.; BOAVENTURA, G.R.; ANGÉLICA, R.S. (2003). Estudo geoquímico de sedimentos de corrente da bacia hidrográfica do Rio Descoberto (BHRD), Brasília/DF. *Geochimica Brasiliensis*, 18:106-120.
- CASSINI, P. S. (2011). Aplicação do modelo EPA-Aquatox à Baía de Vitória (ES). **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- CESAN (2015a) **Projeto Águas Limpas**. Disponível em: <http://cesan.com.br/investimentos/aguas-limpas/apresentacao/>. Acesso em 24 de abril de 2015.
- CESAN (2015b). **Relatórios Internos** – Dados das Estações de Tratamento de Águas e Esgoto. Vitória, ES.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (2014). Índice de Qualidade das Águas. São Paulo. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em 17 out 2014.
- CHAN, T .U.; HAMILTON, D. P.; ROBSON, B. J.; HODGES, B. R.; DALLIMORE, C. (2002). Impacts of hydrological changes on phytoplankton succession in the Swan river, Western Australia. *Estuaries*, 25(6B):1406-1415.
- CHEN, L.; MICHISHITA, R., XU, B. (2014). Abrupt spatiotemporal land and water changes and their potential drivers in Poyang Lake, 2000–2012. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 98:85-93.
- CHÍCHARO, M. A., CHÍCHARO, L.; MORAIS, P. (2006). Inter-annual differences of ichthyofauna structure of the Guadiana estuary and adjacent coastal area (SE Portugal/SW Spain): Before and after Alqueva dam construction. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70:39-51.
- CHRISTOFOLETTI, A. (1969). Análise morfométrica das bacias hidrográficas. *Notícia Geomorfologia*, 9(18):35-64.
- CHRISTOFOLETTI, A. (1974). **Geomorfologia**. 1ª ed. São Paulo: Editora Edgard Blücher. 149p.
- CHRISTOFOLETTI, A. (1981). **Geomorfologia Fluvial**. São Paulo: Editora Edgard Blücher. 313p.
- COCCOSSIS, H. (2004). Integrated coastal management and river basin management. *Water, Air & Soil Pollution: Focus*, 4(4-5):411-419.
- COCCOSSIS, H., BURT, T. AND WEIDE, V. D., J. (1999). **Conceptual framework and planning guidelines for integrated coastal area and river basin management**, UNEP/MAP/PAP.

- COELHO, A.L.N.; GOULART, A.C. de O.; BERGAMASCHI, R.B; TEUBNER JUNIOR, F.J. (2012). **Mapeamento geomorfológico do estado do Espírito Santo**. Instituto Jones dos Santos Neves Vitória, ES, 2012. 19f.: il. (Nota técnica, 28).
- COELHO, A.L.N.; TEUBNER JUNIOR, F.J.; BERGAMASCHI, R.B; GOULART, A.C. de O. (2013). Refinamento das unidades geomorfológicas do estado do Espírito Santo com emprego de novas tecnologias. **Anais**. XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.
- CONAMA. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Estabelece a classificação de águas doces, salobras e salinas. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília.
- CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DAS BACIAS DOS RIOS SANTA MARIA DA VITÓRIA E JUCU - CSMJ. (1997). Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. Volume I – **Ecosistemas Aquáticos Interiores e Recursos Hídricos**. Rio de Janeiro, Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental.
- CORREA JUNIOR, Y. (2003). Estudo de variação de parâmetros de qualidade de água em pontos da região do estuário do rio Santa Maria da Vitória. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- COSTA, E. S.; GRILO, C. F.; WOLFF, G. A.; THOMPSON, A.; FIGUEIRA, R. C. L.; NETO, R.R. (2015). Evaluation of metals and hydrocarbons in sediments from a tropical tidal flat estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 92:259-268. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.028>.
- CROSSLAND, C. J., BAIRD, D., DUCROTOY, J. P. AND LINDEBOOM, H. J. (2005). The coastal zone: a domain of global interactions. In: CROSSLAND, C. J., KREMER, H. H., LINDEBOOM, H. J., MARSHALL, J. I., MARSHALL-CROSSLAND, J. J. AND TISSIER, M. D. A. Coastal fluxes in the Anthropocene. Berlin, Springer: 1-37.
- CURBANI, F. E. (2016). Modelagem da qualidade da água da Baía de Vitória, ES. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- CUZZUOL, G.R.F.; ROCHA, A.C. (2012). Interação do regime hídrico com as relações nutricionais em ecossistema manguezal. *Acta Botanica Brasilica*, 26(1):11-19.
- D'AGOSTINI, D. P. (2005). Fácies sedimentares associadas ao sistema estuarino da Baía de Vitória (ES). **Monografia**. Curso de Graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

- Da LUZ, L. D. (2015). Aspectos hidrológicos e serviços ambientais hídricos. **In:** Parron, L. M., Garcia, J. R., Oliveira, E. B., Brown, G. G. and Prado, R. B., Eds. (2015). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Brasília, DF, EMBRAPA.
- 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**. Curso de Graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- DE GARCIA, L.A.V.; ANDREAZZA, A.M.P. (2004). Estabelecimento de vazões ambientais efluentes de barragens: Sugestão metodológica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 9(2):5-18.
- DE MORAIS, A. C. (2008). Estimativa de cargas poluidoras na Baía de Vitória com uso de Sistemas de Informações Geográficas e Sensoriamento Remoto. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- DE PAULA, F.C.F; LACERDA, L.D.; MARINS, R.V.; AGUIAR, J.E.; OVALLE, A.R.C.; FALCÃO FILHO, C.A.T. (2010). Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do Rio de Contas, Bahia. *Química Nova*, 33(1):70-75.
- DE PAULA FILHO, F.J. (2014). Avaliação integrada da bacia de drenagem do rio Parnaíba através de fatores de emissão de cargas de nitrogênio e fósforo e índices de qualidade de águas. **Tese** (Doutorado em Ciências Marinhas Tropicais). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- DE PAULA FILHO, F.J.; MARINS, R.V.; LACERDA, L.D. (2015a). Natural and anthropogenic emissions of N and P to the Parnaíba river delta in NE Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences*, 166:34-44.
- DE PAULA FILHO, F. J.; DA ROCHA, F. C.; LOPES, F. B.; DE ANDRADE, E. M. (2015b). Cargas de nutrientes por fontes naturais e antrópicas da bacia do Alto Jaguaribe. **Anais**. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia – CONTECC' 2015, Fortaleza, CE, Brasil.
- DIEGUES, A.C. (1988). **Planejamento e gerenciamento costeiro**. Alguns aspectos metodológicos. São Paulo, Programa de Pesquisa e Conservação de Áreas Úmidas no Brasil. IOUSP/F.FORD/UICN. (Série: Trabalhos e Estudos.).
- DUARTE, I. D.; DIAS, M. C.; DAVID, J. A. de O.; MATSUMOTO, S. T. (2012). A qualidade da água da Lagoa Jacuném (Espírito Santo, Brasil) em relação a aspectos genotóxicos e mutagênicos, mensurados respectivamente pelo ensaio do cometa e teste do micronúcleo em peixes da espécie *Oreochromis niloticus*. *Revista Brasileira de Biociências*, 10(2):211-219.

- ELLIOTT, M. (2002). The role of the DPSIR approach and conceptual models in marine environmental management: an example for offshore wind power. *Marine Pollution Bulletin*, 44: iii-vii.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA (1978). **Levantamento de reconhecimento de solos do estado do Espírito Santo**. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Boletim 45, Rio de Janeiro. 461p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. (1979). **Súmula da 10ª reunião Técnica de Levantamento de Solos**. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Rio de Janeiro. 83p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. (2006). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Novo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, digital, site: www.cnps.embrapa.br/sibcs.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. (2015). Sistemas de Produção Agropecuária: Recomendações de aplicações de fertilizantes e perdas estimadas. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/>. Acesso em 02 de julho.
- EGT Engenharia (2014). **EIA/RIMA 4ª Ponte de Vitória**. Vitória, ES.
- ESCHRIQUE, S.A.; BRAGA, E.S.; MARINS, R.V.; CHIOZZINI, V.G. (2010). Nutrients as indicators of environmental changes in two brazilian estuarine systems. In: Safety, Health and Environment World Congress, São Paulo, 2010. **Anais**. São Paulo.
- ESPÍRITO SANTO (2013). **Programa de Gestão Integrada de Águas e da Paisagem**: Relatório de Avaliação Ambiental e Social – RAAS e Arcabouço para o Gerenciamento Ambiental e Social do Programa - SUMÁRIO EXECUTIVO. Setembro de 2013. Disponível em <http://www.cesan.com.br/wp-content/uploads/2013/10/16-Sumario-Executivo-Set-2013-AF-1.pdf>.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY - EEA. (1999). **Environmental indicators: typology and overview**. Technical Report, n. 25. Smeets, E. & Wetering, R. Copenhagen, 19 f.
- FALQUETO, A. R.; SILVA, D. M.; FONTES, R. V. (2008). Photosynthetic performance of mangroves *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* under fields conditions. *Revista Árvore*, 32: 577-582.
- FEITOZA, L.R.; CASTRO, L.L.F de; RESENDE, M.; ZANGRANDE, M.B.; STOCKING, M.S.; BOREL, R.M.A.; FULIN, E.A.; CERQUEIRA, A.F.; SALGADO, J.S.; FEITOZA, H.N.; STOCK, L.A.; DESSAUNE FILHO, N.; MANK, A.M.; KERINGA, W.; MARTINEZ, J.A. (2010). **Mapa das Unidades Naturais do Espírito Santo**. Informações básicas. INCAPER, documentos, 182.

- FENEMOR, A., PHILLIPS, C., ALLEN, W., YOUNG, R. G., HARMSWORTH, G., BOWDEN, B., BASHER, L., GILLESPIE, P. A., KILVINGTON, M., DAVIES-COLLEY, R. J., DYMOND, J., COLEI, A., LAUDER, G., DAVIE, T., SMITH, R., MARKHAM, S., DEANS, N., STUART, B., ATKINSON, M.; COLLINS, A. (2011). Integrated catchment management — interweaving social process and science knowledge. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(3):313-331.
- FERREIRA, R. D. (1989). Os manguezais da Baía de Vitória (ES): Um estudo de Geografia Física integrada. **Tese de Doutorado**, Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, USP, São Paulo.
- FERREIRA, G. A., FERREIRA, V. O., BRITO, J. L. S. (2013). Fisiografia da subbacia do rio das Pedras, em Uberlândia e Tupaciguara/MG: subsídios para gestão de recursos naturais. *Caminhos da Geografia*, 14(45):81-99.
- FERREIRA, A. C. & LACERDA, L. D. (2016). Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, 125:38-46.
- FERRIER, R.C.; JENKINS, A. (2010). The catchment management concept **In**: Ferrier, R. C. and Jenkins, A. (eds.). Handbook of catchment management. Blackwell Publishing Ltd, Malaysia, 556 p.
- FERRIER, R.C.; JENKINS, A.; BLACKSTOCK, K. (2010). The future for catchment management. **In**: Ferrier, R. C. and Jenkins, A. (eds.). Handbook of catchment management. Blackwell Publishing Ltd, Malaysia, 556 p.
- FIGUEIREDO, R. de O.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E. de; MARTINELLI, L. A. (2011). Carbon and nitrogen in the Lower Basin of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil: Element fluxes and biogeochemical processes. *Ambi-Agua*, 6(2):7 -37.
- FONSECA, F.R. (2005). Análise da viabilidade da utilização de informações a respeito da comunidade de peixes e de variáveis ambientais no monitoramento da qualidade da água em canais de manguezal do estuário da Baía de Vitória. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.
- GAO, W.; SWANEY, D. P.; HONG, B.; HOWARTH, R. W.; LIU, Y.; GUO, H. (2015). Evaluating anthropogenic N inputs to diverse lake basins: A case study of three chinese lakes. *Ambio*, 44:635-646. DOI 10.1007/s13280-015-0638-8.

- GARBER, J. (2014). Framework for assessing marine ecosystem services and human health. In: IOM (Institute of Medicine). 2014. *Understanding the connections between coastal waters and ocean ecosystem services and human health: Workshop summary*. Washington, DC: The National Academies Press.
- GARÇÃO, H.F.; CHACALTANA, J.T.A. (2009). Estudo da hidrodinâmica e salinidade na Baía de Vitória através de modelagem computacional. **Anais**. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos: 22 a 26 de novembro de 2009 - Campo Grande – MS.
- GARONCE, F.A.A; QUARESMA, V. da S. (2014). Hydrodynamic aspects at Vitória Bay mouth, ES. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86(2): 555-570.
- GLOBAL WATER PARTNERSHIP (2000). Technical Advisory Committee of the Global Water Partnership, background paper no. 4. **Integrate Water Resources Management**. GWP/Sida, Stockholm.
- GONÇALVES, M.A.; PAIM, P.R., MARINATO, C.F., TEIXEIRA, E.C., SOUZA, W.F. (2010). Definição de Roteiro Metodológico para implantação conjunta e participativa do Enquadramento e Plano de Recursos Hídricos nas bacias hidrográficas dos rios Santa Maria da Vitória e Jucú-ES. **Anais**: II Simpósio PCJ “Experiências em Gestão de Recursos Hídricos por Bacia Hidrográfica”, 2010, Atibaia-SP: Consórcio PCJ. 1 CDROM.
- GONÇALVES, M.A. (2015). Ecohidrologia e gestão integrada de recursos hídricos em uma bacia lacustre costeira (Lago Nova, Linhares, ES). **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- GREEN, P., VOROSMARTY, C.J., MEYBECK, M., GALLOWAY, J., PETERSON, B., BOYER, E. (2004). Pre-industrial and contemporary fluxes of nitrogen through rivers: a global assessment based on typology. *Biogeochemistry*, 68:71-105. <http://dx.doi.org/10.1023/B:BIOG.0000025742.82155.92>.
- GRILO, C.F.; NETO, R.R; VICENTE, M.A; DE CASTRO, E.V.R; FIGUEIRA, R.C.L; CARREIRA, R.S. (2013). Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. *Applied Geochemistry*, 38:82-91.
- GRILO, C.F.; SANTOS, C.C. DOS; BOINA, C.D.; PINTO, T.K.O.; BARROSO, G.F. & NETO, R.R. (no prelo). 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*.

- GRIMM, A.M. (2011). Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25:537-554. DOI 10.1007/s00477-010-0420-1.
- GYAWALI, S.; TECHATO, K.; MONPRAPUSSORN, S.; YUANGYAI, C. (2013). Integrating land use and water quality for environmental based land use planning for U-tapao River basin, Thailand. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 91:556-563.
- HAN, H.; ALLAN, D. (2008). Estimation of nitrogen inputs to catchments: comparison of methods and consequences for riverine export prediction. *Biogeochemistry*, 91:177–199. DOI 10.1007/s10533-008-9279-3.
- HERMAN, P.M.J; YSEBAERT, T.; HEIP, C.H.R. (2005). Land-ocean fluxes and coastal ecosystems – a guided tour of ELOISE results. In: VERMAAT, J.E. *et al.* (Eds.): *Managing European coasts: past, present, and future*, pp. 21–58, 2005. Springer-Verlag, Heidelberg.
- HIDROWEB – Sistema de Informações Hidrológicas. Agência Nacional de Águas. Disponível em: www.hidroweb.ana.gov.br. Acesso em 02 abr 2015 e 18 de junho de 2016.
- HOFMANN, J; BEHRENDT, H.; GILBERT, A.; JANSSEN, R.; KANNEN, A.; KAPPENBERG, J.; LENHART, H.; LISE, W.; NUNNERI, C; WINDHORST, W. (2005). Catchment–coastal zone interaction based upon scenario and model analysis: Elbe and the German Bight case study. *Regional Environmental Change*, 5:54–81.
- HORTON, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 56(3):275-370.
- HOWARTH, R.W.; MARINO, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2):364–376.
- HOWARTH, R.; SWANEY, D.; BILLEN, G.; GARNIER, J.; HONG, B.; HUMBORG, C.; JOHNES, P.; MÖRTH, C.; MARINO, R. (2012). Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(1):37–43. doi:10.1890/100178.
- IBGE (2011). **Censo Demográfico 2010**. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE.
- IBGE (2013). **Perfil dos Municípios Brasileiros**. Pesquisa de informações básicas municipais. Rio de Janeiro, IBGE.

- IBGE (2015a). **Mudanças na Cobertura e Uso da Terra: 2000 – 2010 – 2012**. Rio de Janeiro, IBGE.
- IBGE (2015b) **Produção Agrícola Municipal, 2013**. Culturas temporárias e Perenes. <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&z=p&o=28>. Acesso em acesso em 25 de maio de 2015.
- IBGE (2015c) **Pesquisa Pecuária Municipal, 2013**. <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&z=p&o=28>. Acesso em acesso em 25 de maio de 2015.
- IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. (2008). **Ortofotomosaico IEMA 2007/2008**. Escala 1:15.000, resolução espacial de 1m, blocos de imagens de 10x10km.
- IEMA (2015). **Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória**. Limites Georeferenciados. Gerência de Geoprocessamento. Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.
- IJSN (2015). **Dados socioeconômicos do Espírito Santo**. Coordenação de Estudos Econômicos. Disponível em <http://www.ijsn.es.gov.br/>. Acesso em 05 de jan. de 2015.
- IOC (2006). **A Handbook for measuring the progress and outcomes of integrated coastal and ocean management**. IOC Manuals and Guides, 46; ICAM Dossier, 2. Paris, UNESCO (English).
- IPEMA - Instituto De Pesquisas Da Mata Atlântica. (2010). **Subsídios para o Processo de reconhecimento do mosaico de áreas protegidas do manguezal da Baía de Vitória**. Espírito Santo. Documento técnico, Vitória, 35p.
- ITTEKKOT, V.; HUMBORG, C. E SCHÄFFER, P. (2000). Hydrological alterations and marine biogeochemistry: A silicate issue? *BioScience*, 50(9):776-782.
- JAGANATHAN, R.; ANNAIDASAN, K.; SURENDRAM, D.; BALAKRISHNAN, P. (2015). Morphometric analysis for prioritization of watersheds in the Mullayar River basin, South India. In: RAMKUMAR, MU.; KUMARASWAMY, K.; MOHANRAJ, R. Environmental Management of river basin ecosystems. Springer International Publishing, Switzerland.
- JAIN; S.K.; SINGH, V.P. (2003). **Water resources systems planning and management**. Elsevier Science B.V.
- JESUS, H.C.; COSTA, E.A.; MENDONÇA, A.S.F.; ZANDONADE, E. (2004). Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitoria – ES. *Química Nova*, 27(3):378–386.
- JOYEUX, J.-C.; CAMPANHA FILHO, E. A.; JESUS, H. C. (2004). Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(5):765-774.

- JUSTIC, D.; RABALAIST, N. N.; TURNER, R. E. (1995). Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 30(1):41-46.
- JUSTINO, J.F. (2009). Avaliação de coliformes e vírus entéricos na água e no mexilhão (*Mytella guyanensis*) em área de manguezal da Baía de Vitória (ES). **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFES.
- KELLER, R.; JUSTINO, J. F.; CASSINI, S. T. (2013). Assessment of water and seafood microbiology quality in a mangrove region in Vitoria, Brazil. *Journal of Water and Health*, 11(3):573-580.
- KETCHUM, B.M. (1983). **Estuaries and enclosed seas**. Elsevier (Ecosystems of the World), 500 p., Amsterdam.
- KJERFVE, B. (1990). **Manual for investigation of hydrological processes**. [S.l.]: Unesco/United Nations Development Program Regional Mangrove Project RAS 79/002 and RAS/86/120. 79 p.
- KJERFVE, B., SCHETTINI, C.A.F., KNOPPERS, B., LESSA, G., FERREIRA, H.O. (1996). Hydrology and salt balance in a large hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42:701-725.
- KJERFVE, B., RIBEIRO, C.H.A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A.M., QUARESMA, V. da S. (1997). Oceanographic characteristics of an impacted bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, 17(13):1609-1643.
- KJERFVE, B.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E.; OVALLE, A.R.C. (1999). Hydrological and hydrogeochemical variations in mangrove ecosystems. **In:** A. Yañez-Arancibia y A.L Lara-Dominguez (eds.) *Ecosistemas de Manglar em America Tropical*. p. 71-82. Instituto de Ecologia, A.C Mexico, UICN/ORNA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- KNOPPERS, B.; MEDEIROS, P.R.P.; SOUZA, W.F.L. DE; JENNERJAHN, T. (2006). The São Francisco estuary, Brazil. **In:** WANGERSKY, P. (Ed). *Handbook of Environmental Chemistry*, Vol.5 -H, p. 61-82.
- KNOPPERS, B.; SOUZA, W.F.L.; EKAU, W.; FIGUEIREDO, A.G.; GOMES, A.S. (2009). A interface terra-mar do Brasil. **In:** Crespo, R.P. & Soares-Gomes, A. (eds.), *Biologia Marinha*, Ed. Interciência, Rio de Janeiro, Cap. 15, p: 529-553.
- KÖPPEN, W. (1948). **Climatologia como un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Económica, México, Buenos Aires.
- KRISTENSEN, P. (2004). **Outlooks on nutrient discharges in Europe from urban waste water treatment plants**. EEA European Topic Centre on Water.

- KROEZE, C.; MIDDELBURG, J.; LEEMANS, R.; ESCOBAR-BRIONES, E.; FENNEL, W.; GLASER, M.; HARASHIMA, A.; LIU, K.; MEYBECK, M. (2009). Integrating tools to assess changes in semi-enclosed marine systems. In: URBAN, E.R.; SUNDBY, B.; MALANOTTE-RIZZOLI, P.; MELILLO, J.M. Watershed, Bays and Bounded Seas. SCOPE; 70, Washington, D.C.
- LACERDA, L.D. (2006). Inputs of nitrogen and phosphorus to estuaries of northeastern Brazil from intensive shrimp farming. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 10(2):13-27.
- LACERDA, L.D. & MARINS, R.V. (2002). River damming and changes in mangrove distribution. *GLOMIS Electronic Journal*, 2(1):1-4.
- LACERDA, L. D., KREMER, H. H., KJERFVE, B., SALOMONS, W., MARSHALL-CROSSLAND, J. I. AND CROSSLAND, C. J., Eds. (2002). **South American Basins: LOICZ global change assessment and synthesis of river catchment - coastal sea interaction and human dimensions**. LOICZ Reports & Studies No. 21: ii+212 pages, LOICZ, Texel, The Netherlands.
- LACERDA, L.D.; DE SENA, D.L. (2005). **Estimativas de cargas de nitrogênio, fósforo e metais pesados de interesse ambiental para as bacias inferiores do litoral do estado do Ceará**. Relatório Técnico. Programa: Zoneamento Ecológico e Econômico (ZEE) da Zona Costeira do Estado do Ceará. SEMACE/LABOMAR. Fortaleza.
- LACERDA, L.D., MOLISANI, M.M., SENA, D., MAIA, L.P. (2008). Estimating the importance of natural and anthropogenic sources on N and P emission to estuaries along Ceará State Coast NE Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141:149-164.
- LANDIM NETO, F.O.; GORAYEB, A.; SILVA, E.V.; PEREIRA FILHO, N.S. (2013a). Application of the DPSIR model to an estuary of the Brazilian Northeast: a tool for local and regional management. *Journal of Coastal Research*, Special Issue 65:986-990.
- LANDIM NETO, F.O., GORAYEB, A, SILVA, E.V, RABELO, F.D.B. (2013b). Diagnóstico ambiental e zoneamento funcional do estuário do rio Curu: subsídios para a gestão local e regional. *Revista Eletrônica Georaguia*, 3(1):97-113.
- LEÃO, C.; KRUG, L. A.; KAMPEL, M.; FONSECA, L. M. G. (2007). Avaliação de métodos de classificação em imagens TM/Landsat e CCD/CBERS para o mapeamento do uso e cobertura da terra na região costeira do extremo sul da Bahia. **Anais: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2007, Florianópolis. São José dos Campos, INPE, p. 939-946.
- LEDOUX, L., BEAUMONT, N., CAVE, R. AND TURNER, R. K. (2005). Scenarios for integrated river catchment and coastal zone management. *Regional Environmental Change*, 5(2-3):82-96.

- LEE, G.F.; RAST, W.; JONES, R.A. (1978). Eutrophication of water bodies: Insights for an age-old problem. New information enables water quality managers to predict reliably water quality changes that result from various phosphate control management practices. *Environmental Science & Technology*, 12(8):900-908.
- LEITE, T. de A. (em desenvolvimento). Bivalves filtradores e a regulação do ecossistema estuarino do setor norte da Baía de Vitória – SESNBV (Grande Vitória, ES). **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- LÉLIS, F.S. (2010). Aplicação da abordagem DPSIR como estrutura para avaliação integrada da eutrofização e da qualidade da água das lagoas Jacuném e Juara, bacia do rio Jacaraípe (Serra-ES). **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- LEMOS, M.C.; AGRAWAL, A. (2006). Environmental Governance. *Annual Review of Environment and Resources*, 31:297–325.
- LEMOS, A. (2015). Obras de saneamento vão melhorar a vida de 276 mil pessoas no Espírito Santo. A Gazeta. **Vitória, 30 set. 2015**. Disponível em <http://www.gazetaonline.com.br/conteudo/2015/09/noticias/cidades/3910300obrasdesaneamentovaomelhoraravidade276milpessoasnoespirito...>, acesso em 30/09/2015.
- LEHRBACK, B.D. (2012). Fontes e distribuição da matéria orgânica sedimentar na porção noroeste da baía de Vitória, ES. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- LI, Y. L.; LIUB, K.; LIB, L.; XU, Z. X. (2012). Relationship of land use/cover on water quality in the Liao River basin, China. *Procedia Environmental Sciences*, 13:1484-1493. doi:10.1016/j.proenv.2012.01.140.
- LIMA, M.C.; SOUZA, M.F.L; EÇA, G.F; SILVA, M.A.M. (2010). Export and retention of dissolved inorganic nutrients in the Cachoeira River, Ilhéus, Bahia, Brazil. *Journal of Limnology*, 69(1):138-145. DOI: 10.3274/JL10-69-1-13, 2010.
- 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, UFES.
- LIU, J.; DIETZ, T.; CARPENTER, S. R.; FOLKE, C.; ALBERTI, M.; REDMAN, C. L.; SCHNEIDER, S. H.; OSTROM, E.; PELL, A. N.; LUBCHENCO, J.; TAYLOR, W. W.; OUYANG, Z.; DEADMAN, P.; KRATZ, T.; PROVENCHER, W. (2007). Coupled Human and Natural Systems. *Ambio*, 36(8):639-649.

- LIU, K.; SEITZINGER, S.; MAYORGA, E.; HARRISON, J.; ITTEKKOT, V. (2009). Fluxes of nutrients and selected organic pollutants carried by rivers. In: URBAN, E.R.; SUNDBY, B.; MALANOTTE-RIZZOLI, P.; MELILLO, J.M. Watershed, bays and bounded seas. SCOPE; 70, Washington, D.C., p. 141-167.
- LONGHI, E.H.; FORMIGA, K.T.M. (2011). Metodologias para determinar vazão ecológica em rios. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, 20:33–48.
- LORENA, R.B.; BERGAMASCHI, R.B.; JABOR, P.M.; TEUBNER JUNIOR, F.J. (2013). Mapeamento e análise do uso e cobertura da terra do estado do Espírito Santo – 2010, a partir de imagens de sensoriamento remoto. **Anais. XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.
- LOSS, S. M. (2012). Vírus entéricos e indicadores bacteriológicos de poluição fecal em amostras de água na região da Ilha das Caieiras, na Baía de Vitória, ES. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFES.
- LU, M.; PEBESMA, E.; SANCHES, A.; VERBESSELT, J. (2016). Spatio-temporal change detection from multidimensional arrays: Detecting deforestation from MODIS time series. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 117:227–236.
- MACHADO, K.; BORGES, P.; CUNHA, H.; NABOUT, J. (2015). Trends and biases in the scientific literature on brazilian watersheds. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 19(1):23-31.
- MARCHIORO, E. (2012). A incidência de frentes frias no município de Vitória (ES.) *Acta Geográfica, Boa Vista, Ed. Esp. Climatologia Geográfica*. pp.49-60 DOI: 10.5654/actageo2012.0002.0003.
- MARQUES, M.; da COSTA, M.F.; MAYORGA, M.I. de O.; PINHEIRO, P.R.C. (2004). Water environments: anthropogenic pressures and ecosystem changes in the Atlantic drainage basins of Brazil. *Ambio*, 33(1–2):68-77.
- MARSH, W. M. (1991). **Landscape Planning: Environmental applications**. 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc. USA.
- MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J.M. (1993). As flutuações de nível do mar durante o quaternário superior e a evolução geológica de “deltas brasileiros”. *Boletim IG- USP*. Publicação especial 15. São Paulo. USP. 186p.
- MARTINS, S.A. (2013). Pesquisa de vírus entéricos e indicadores bacterianos de poluição fecal na água e no sedimento em área de manguezal da Baía de Vitória (ES). **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFES.

- MAYNARD, S.; JAMES, D.; HOVERMAN, S.; DAVIDSON, A.; MOONEY, S. (2015). An ecosystem services-based approach to integrated regional catchment management. In: Martin-Ortega, J.; Ferrier, R.C.; Gordon, I.J.; Khan, S. (eds.). *Water ecosystem services: a global perspective*. Cambridge, Cambridge University Press.
- McCOMB, A.J.; HUMPHRIES, R. (1992). Loss of nutrients from catchments and their ecological impacts in the Peel-Harvey estuarine system, Western Australia. *Estuaries*, 15(4):529-537.
- MEDEIROS, P.R.P, KNOPPERS, B.A., CAVALCANTE, G.H.; DE SOUZA, W.F.L. (2011). Changes in nutrient loads (N, P and Si) in the São Francisco estuary after the construction of dams. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 54(2):387-397.
- MEDEIROS, P.R.P; dos SANTOS, M.M.; CAVALCANTE, G.H.; de SOUZA, W.F.L.; da SILVA, W.F. (2014). Características ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): efeitos de barragens no transporte de materiais na interface continente-oceano. *Geochimica Brasiliensis*, 28(1):65-78.
- MEYBECK, M.; VÖRÖSMARTY, C. (2005). Fluvial filtering of land-to-ocean fluxes: from natural Holocene variations to Anthropocene. *Comptes Rendus Geoscience*, 337:107–123.
- MEYBECK, M., DÜRR, H.H., VOROSMARTY, C.J. (2006). Global coastal segmentation and its river catchment contributors: a new look at land-ocean linkage. *Global Biogeochemical Cycles*, 20, GB1S90. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002540>.
- MEYBECK, M.; LESTEL, L.; BONTÉ, P.; MOILLERON, R.; COLIN, J.L.; ROUSSELOT, O.; HERVÉ, D.; DE PONTEVÈS, C.; GROSBOIS, C.; THÉVENOT, D. R. (2007). Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005). *Science of the Total Environment*, 375:204–231. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.12.017.
- MEYBECK, M.; DÜRR, H.H. (2009). Cascading filters of river material from headwaters to regional seas: The european example. In: URBAN, E.R.; SUNDBY, B.; MALANOTTE-RIZZOLI, P.; MELILLO, J.M. Watershed, bays and bounded seas. SCOPE; 70, Washington, D.C., p. 115-139.
- MIKHAILOV, V.N; ISUPOVA, M.V. (2008). Hypersalinization of river estuaries in West Africa. ISSN 0097-8078, *Water Resources*, 35(4):367–385.
- MILLIMAN, J.D.; FARNSWORTH, K.L. (2011). **River discharge to the coastal ocean: a global synthesis**. Cambridge, U.K.; New York, N.Y.: Cambridge University Press. viii, 384 p.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M.; KJERFVE, B. (2002). **Princípios de oceanografia física de estuários**. Editora da Universidade de São Paulo, 414 p., São Paulo.

- MISSIO, E.; TONIAL, T.M.; SANTOS, J.E.; HENKE-OLIVEIRA, C.; ZANG, N; PIRES, J. S. R. (2004). Análise ambiental e dinâmica do uso da terra de unidades da paisagem para o manejo de bacias hidrográficas. In: SANTOS, J.E.; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J.S.R; HENKE-OLIVEIRA, C.; PIRES, A.M.Z.C.R. Faces da polissemia da paisagem – Ecologia, planejamento e percepção. São Carlos: RiMa, 408 p.
- MITCHELL, B. (2005). Integrated water resource management, institutional arrangements, and land-use planning. *Environment and Planning A*, 37:1335-1352.
- MOATAR, F.; MEYBECK, M. (2007). Riverine fluxes of pollutants: Towards predictions of uncertainties by flux duration indicators. *Comptes Rendus Geoscience*, 309:367-382 doi:10.1016/j.crte.2007.05.001.
- MOLISANI, M. M., MARINS, R. V., MACHADO, W., PARAQUETTI, H. H. M., BIDONE, E. D. AND LACERDA, L. D. (2004). Environmental changes in Sepetiba Bay, SE Brazil. *Regional Environmental Change*, 4(1):17-27.
- MOLISANI, M. M.; CRUZ, A. L. V.; MAIA, L. P. (2006a). Estimativa da descarga fluvial para os estuários do estado do Ceará, Brasil. *Arquivos de Ciência do Mar*, 39:53-60.
- MOLISANI, M. M.; KJERFVE, B.; SILVA, A.P.; LACERDA, L.D. (2006b). Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *Journal of Hydrology*, 331:425-433.
- MOLISANI, M. M.; LISIEUX, R.; CAVALCANTE, M. D.; MAIA, L. P. (2007). Effects of water management on hydrology and water quality of a semi-arid watershed in the Northeast of Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Sciences and Technology*, 11(1):43-49.
- MOLISANI, M.M.; ESTEVES, F.A.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E. (2013). Emissões naturais e antrópicas de nitrogênio, fósforo e metais para a bacia do rio Macaé (Macaé, RJ, Brasil) sob influência das atividades de exploração de petróleo e gás na bacia de campos. *Química Nova*, 36(1):27-33.
- MONTAGNA, P. A., PALMER, T. A. AND POLLACK, J. B. (2013). **Hydrological changes and estuarine dynamics**. New York, Springer. 93 pp.
- MONTEIRO, L.L. (2013). Região Metropolitana de Vitória: o planejamento metropolitano, a acumulação entravada e a configuração urbana resultante. **Monografia** de conclusão da disciplina "O mercado e o estado na organização espacial da produção". Programa de Pós-graduação da Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo.

- MORAES, A.C.R. de (1995). **Os impactos da política urbana sobre a zona costeira**. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, Secretaria de Coordenação de Assuntos do Meio Ambiente – Brasília: MMA, 28 p.
- MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (Coordenadores) (2009). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 428p.: il. Projeto PROSAB.
- MOURA, M.G. (2006). Análise ambiental integrada dos fatores abióticos da Baía do Espírito Santo, Vitória –ES. **Monografia**, Curso de Graduação em Oceanografia, UFES.
- 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 system with low SPM concentration— Vitória Bay, SE Brazil. *Ocean Dynamics*, 61:273–283. DOI 10.1007/s10236-010-0364-5.
- NAKAMURA, T. (2003). Ecosystem-based River Basin Management: its approach and policy-level application. *Hydrological Processes*, 17(14):2711-2725.
- 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.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (2003). **Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution**. Ocean Studies Board and Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment, and Resources. National Academy Press.
- NETO, R. R.; BARROSO, G. F.; OLIVEIRA, T. P. de; SANTOS, C. C. dos; GRILO, C.F.; BOINA, C. D. (2006). **Utilização de biomarcadores lipídicos na avaliação da poluição ambiental na Baía de Vitória e Canal da Passagem**. Relatório Técnico. Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.
- NEVES, R.; QUARESMA, V. da S.; BASTOS, A. C.; RUANO, J. (2012). Sedimentary transport in coastal bays: case study of Vitoria and Espírito Santo bays – ES – Brazil. *Revista Brasileira de Geofísica*, 30:181-189.
- NICOLODI, J.L.; ZAMBONI, A., BARROSO, G.F. (2009). Gestão Integrada de bacias hidrográficas e zonas costeiras no Brasil: Implicações para a região hidrográfica amazônica. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 9(2):9-32.
- NIELSEN; D.L., BROCK, M.A.; REES, G.N.; BALDWIN, D.S. (2003). Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany*, 51:655–665.

- NIKHIL-RAJ, P.P; AZEEZ, P.A. (2015). Factors influencing the runoff trend in a medium sized river basin in the Western Ghats, India. **In:** RAMKUMAR, MU.; KUMARASWAMY, K.; MOHANRAJ, R. Environmental management of river basin ecosystems. Springer International Publishing, Switzerland.
- NIMER, E. (1989). **Climatologia do Brasil**. 2 ed, Rio de Janeiro, IBGE.
- NORIEGA, C.; ARAUJO, M. (2009). Nitrogen and phosphorus loading in coastal watersheds in northeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*, 56:871-875.
- NUNES, A. L. (2005). Modelo histórico das alterações fisiográficas recentes da Baía de Vitória (ES) e áreas adjacentes, com o uso de Sistema de Informações Geográficas. **Monografia**, Curso de Graduação em Oceanografia, UFES.
- NUNES, L. (2015). Nove municípios terão 100% de coleta e tratamento de esgoto. SECOM. **Vitória, 29 set. 2015.** Disponível em <http://www.es.gov.br/noticias/176897/novemunicipiosterao100decoletaetratamentodeesgot>, acesso em 30/09/2015.
- ODUM, E. P. & ODUM, H. T (1972). **Natural areas as necessary components of man's total environment**. Thirty-Seventh North American Wildlife and Natural Resources Conference.
- OECD (1993). **OECD Core set of indicators for environmental performance reviews**. Environment Monographs n° 83. OCDE/GD(93)179. Paris.
- OECD (2015). **Governança dos recursos hídricos no Brasil**, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264238169-pt>.
- OHL, C.; BEZÁK, P.; PALARIE, T.A.; GELAN, A., KRAUZE, K. (2009). **DAPSET - Concept for characterizing socio-economic drivers of and pressures on biodiversity**. *UFZ-Diskussionspapiere* Department Ökonomie.
- OLIVEIRA, R. M. S. (2003). Distribuição dos sedimentos em trechos do rio Santa Maria da Vitória-ES. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFES.
- OLIVEIRA, R. (2006). Avaliação da qualidade de água da Baía do Espírito Santo no período de 2000 a 2005. **Monografia**, Curso de Graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitoria.
- OLIVEIRA, R. de M. L. (2011). A criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas dos rios Jucu e Santa Maria da Vitória: perspectivas e desafios da gestão hídrica capixaba. **Dissertação de Mestrado** – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais. 310 f. il.

- OLIVEIRA, B. S.; MATAVELI, G. A. V. (2013). Avaliação do desempenho dos classificadores Ioseg e Bhattacharya para o mapeamento de áreas de cana-de-açúcar no município de Barretos-SP. In: Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.
- OLSEN, S. B., PADMA, T. V. AND RITCHER, B. D. (2007). **Managing freshwater inflows to estuaries: a method guide**. Washington, D.C., USAID/The Nature Conservancy/Coastal Resource Center.
- OLSEN, S.B.; PAGE, G.G.; OCHOA, E. (2009): **The Analysis of governance responses to ecosystem change: A Handbook for assembling a baseline**. LOICZ Reports & Studies No. 34. GKSS Research Center, Geesthacht, 87 pages.
- PARAQUETTI, H.H.M.; LACERDA, L.D.; ALMEIDA, M.D.; MARINS, R.V.; MOUNER, S. (2007). Mercury speciation changes in waters of the Sepetiba Bay, SE Brazil, during tidal events and different seasons. *Jornal da Sociedade Brasileira de Química*, 18:1259-1269.
- PASCOALINI, S. S. (2014). Eficiência fotossintética de manguezais na Baía de Vitória, ES. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- PELISSARI, V. B., SARMENTO R. (2000). Vazão ecológica para o rio Santa Maria da Vitória - 5º Seminário Estadual sobre Saneamento e Meio Ambiente, II 08. **Anais**. ABES. Joinville, SC.
- PINTO, R.; MARQUES, J. C. (2015). Ecosystem services in estuarine systems: implications for management. In: CHICHARO, L.; MULLER, F.; FOHER, N. Ecosystem services and river basins ecohydrology. Springer Science + Business Media Dordrecht.
- PIRES, A. M. Z. C. R; PIRES, J. S. R; SANTOS, J. E. (2004). Avaliação da integridade ecológica em bacias hidrográficas. In: SANTOS, J.E.; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J.S.R; HENKE-OLIVEIRA, C.; PIRES, A.M.Z.C.R. Faces da polissemia da paisagem – Ecologia, planejamento e percepção. São Carlos: RiMa,408 p.
- PIRRONE, N.; TROMBINO, G, CINNIRELLA, S.; ALGIERI, A.; BENDORICCHIO, G; PALMERI, L. (2005). The Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) approach for integrated catchment-coastal zone management: preliminary application to the Po catchment-Adriatic Sea coastal zone system. *Regional Environmental Change*, 5:111–137.
- PLANAS, F. J. A.; MILANÉS, B. C.; FANNING, L, M.; BOTERO, C. M. (2016). Validating governance performance indicators for integrated coastal and ocean management in the Southeast Region of Cuba. *Open Journal of Marine Science*, 6:49-65. Published Online January 2016 in SciRes. <http://www.scirp.org/journal/ojms> <http://dx.doi.org/10.4236/ojms.2016.61006>.

- POLETTE, M. (2004). Aspectos metodológicos para a implementação de uma política pública como base conceitual para o gerenciamento costeiro integrado. In: SANTOS, J.E.; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J.S.R.; HENKE-OLIVEIRA, C.; PIRES, A.M.Z.C.R. Faces da polissemia da paisagem – Ecologia, planejamento e percepção. São Carlos: RiMa, 408 p.
- PRATTE-SANTOS, R. (2014). Disseminação ambiental e prevalência de vírus entéricos em casos de gastroenterite aguda na população infantil da região de São Pedro, Vitória, ES. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFES.
- PRITCHARD, D. W. (1967). **What is an estuary: Physical viewpoint**. In G. H. Lauff (Ed.), *Estuaries* (pp. 52-63). Washington, D.C.: American Association for the Advancement of Science.
- PROJETO CORREDORES ECOLÓGICOS (2006). **Síntese do processo de definição e planejamento dos corredores prioritários no Espírito Santo**. Projeto Corredores Ecológicos. Cariacica. 28p. :il.
- RABALAIS, N.N; TURNER, E.; WISEMAN JR., W.J (2002). Gulf of Mexico hypoxia, a.k.a. “the dead zone”. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 33:235–263.
- RAMACHANDRA, T.V; SUBASH-CHANDRAN, M.D.; JOSHI, N.V.; KARTHICK, B.; MUKRI, V. D. (2015). Ecohydrology of lotic systems in Uttara Kannada, Central Western Ghats, India. In: RAMKUMAR, MU.; KUMARASWAMY, K.; MOHANRAJ, R. Environmental Management of river basin ecosystems. Springer International Publishing, Switzerland.
- RAMPINELLI F.G.; RIGO, D. (2013). Produção de sedimentos e sua correlação com eventos chuvosos no rio Santa Maria da Vitória, ES. **Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, RS. pp 1-7.
- RANDOLPLH, J. (2004). **Environmental land use planning and management**. Island Press, Washignton, DC.
- RAST, W., LEE, G. F. (1978). **Summary analysis of the North American (US Portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient Loading—Lake Response Relationships and Trophic State Indices**. US EPA, EPA-600/3-78-008, Corvallis Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, 454 pp.
- REDDY, K.R; KADLEC, R.H; FLAIG, E.; GALE, P.M. (1999). Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1):83-146. DOI: 10.1080/10643389991259182.
- RIGO, D., SARMENTO, R. (1993). **Determinação do tombo da maré no Canal da Passagem**. Relatório Final, Laboratório de Hidráulica, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

- 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.
- ROCHA, H. C.; MORANDI, A. M. (2012). **Cafeicultura e grande indústria: a transição no Espírito Santo 1955-1985**. 2ª Ed. Vitória, Espírito Santo em Açã.
- RODRIGUES, R; FORESTI, C. (2004). Dinâmica do uso da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão Claro. In: SANTOS, J.E.; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J.S.R; HENKE-OLIVEIRA, C.; PIRES, A.M.Z.C.R. Faces da polissemia da paisagem – Ecologia, planejamento e percepção. São Carlos: RiMa, 408 p.
- RODRIGUES, F.M.; PISSARRA, T.C.T.; CAMPOS, S. (2008). Caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica Córrego da Fazenda Glória, Município de Taquaritinga. *Irriga*, 13(3):310-322.
- RODRIGUES, J. M.G. (2015). Cultural services in aquatic ecosystems. In: CHICHARO, L.; MULLER, F.; FOHER, N. Ecosystem services and river basins ecohydrology. Springer Science + Business Media Dordrecht.
- ROMSHOO, S.A.; BHAT, S.A.; RASHID, I. (2012). Geoinformatics for assessing the morphometric control on hydrological response at watershed scale in the Upper Indus Basin. *Journal of Earth System Science*, 121(3):659–686.
- SALDANHA, J. C. S. (2007). Análise da influência do rio Santa Maria da Vitória na Baía de Vitória, através da modelagem computacional: uma contribuição ao processo de enquadramento. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.
- SALOMONS, W. (2004). **European catchments - Catchment changes and their impact on the coast**. IVM - Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit De Boelelaan, Amsterdam, The Netherlands.
- SALOMONS, W., KREMER, H. H. AND TURNER, K. (2005). The catchment to coast continuum. In: Crossland, C. J., Kremer, H. H., Lindeboom, H. J. *et al.* (eds.) Coastal fluxes in the Anthropocene. Berlin, Springer: p. 145-200.
- SANTANA, S.E. (2013). Perspectiva ecossistêmica na governança de bacias hidrográficas e zona costeira: Estudo de caso da unidade hidrográfica do litoral centro-norte do Espírito Santo. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, UFES.
- SANTANA, S. E.; BARROSO, G. F. (2014). Integrated ecosystem management of river basins and the coastal zone in Brazil. *Water Resources Management*, 28(14):4927-4942.

- SANTOS, A.C. (2011). Análise ecotoxicológica de sedimento do estuário da Baía de Vitória (ES.) com diferentes granulometrias: uma contribuição à Conama 344/04. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFES.
- SANTOS, C. C. (2007). Utilização de biomarcadores lipídicos na avaliação da poluição ambiental na Baía de Vitória e Canal da Passagem (Vitória - ES). **Monografia**, Curso de Graduação em Oceanografia, UFES.
- SANTOS, R. F. (2004). **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos.
- SARTORIO, M.V.O.; COELHO, A.L.N.; (2015). Análise do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Rio Marinho – ES. *Revista Equador*, 4(3). **Edição Especial XVI Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**. Teresina- Piauí.
- SCHERER, M.; COSTAB, M. F.; BOSKI, T.; AZEITEIRO, U. M.; DIAS, J. A. (2014). Integrated coastal management in Latin America: the ever new world. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(4):663-668. http://www.aprh.pt/rgci/pdf/rgci-575_Scherer.pdf | DOI:10.5894/rgci575.
- SCHINDLER, D.W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 5:356-363.
- SCHUHMACHER, M., NAVARRO-ORTEGA, A., SABATER, L.; BARCELÓ, D. (2016). River conservation under multiple stressors: Integration of ecological status, pollution and hydrological variability. *Science of the Total Environment*, 540: 1-2.
- SEMA (1984). **Relatório da Qualidade do Meio Ambiente RQMA**. Sinopse. Brasília, MINTER.
- SEAMA (2015). **Programa Reflorestar**. Disponível em www.reflorestar.es.gov.br, acesso em 28 de setembro de 2015.
- SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL – SNSA (2012). **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2010**. – Brasília: MCIDADES. SNSA.
- SEITZINGER, S.P., HARRISON, J.A., DUMONT, E., BEUSEN, A.H.W., BOUWMAN, A.F., (2005). Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: an overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*, 19, GB4S01. <http://dx.doi.org/10.1029/2005GB002606>.
- SEITZINGER, S.P.; MAYORGA, E.; BOUWMAN, A.F.; KROEZE, C.; BEUSEN, A.H.W.; BILLEN, G.; VAN DRECHT, G.; DUMONT, E.; FEKETE, B.M.; GARNIER, J.; HARRISON, J.A. (2010). Global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 24, GB0A08, doi:10.1029/2009GB003587.

- SHARPLEY, A. N.; BERGSTRÖM, L.; ARONSSON, H.; BECHMANN, M.; BOLSTER, C. H.; BÖRLING, K.; DJODJIC, F.; JARVIE, H. P.; SCHOUMANS, O. F.; STAMM, C.; TONDERSKI, K. S.; ULÉN, B.; UUSITALO, R.; WITHERS, P. J. A. (2015). Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *Ambio*, 44(Suppl. 2):S163–S179. DOI 10.1007/s13280-014-0612-x.
- SIGNORIN, M.; PEREIRA FILHO, J.; DELFIM, R., SCHETTINI, C. A. F. (2010). Hidrodinâmica e nutrientes inorgânicos dissolvidos no estuário do rio Perequê, SC. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14(2):11-19.
- SILVA, L., LIMA, E.R.V., ALMEIDA, H.A., COSTA, J.F.C. (2010). Caracterização geomorfológica e mapeamento dos conflitos de uso na bacia de drenagem do açude Soledade. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 03: 112-122.
- SIMPSON, T. (2010). Chesapeake Bay catchment management – lessons learned from a collaborative, science - based approach to water quality restoration. In: Ferrier, R. C. and Jenkins, A. (eds.). Handbook of catchment management. Blackwell Publishing Ltd, Malaysia, 556 p.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS (2012). Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, 2010. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília, DF.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS (2015). Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos, 2013. <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em 14 de maio de 2015.
- SMITH, S.V.; BUDDEMEIER, R.W.; WULFF, F.; SWANEY, D.P. (2005). C, N, P fluxes in the coastal zone. In: CROSSLAND, C. J., KREMER, H. H., LINDEBOOM, H. J., MARSHALL, J. I., MARSHALL-CROSSLAND, J. J. AND TISSIER, M. D. A. Coastal fluxes in the Anthropocene. Berlin, Springer: 95-144.
- SMITH, V.H.; BIERMAN Jr., V.; JONES, B. L.; HAVENS, K. E. (1995). Historical trends in the Lake Okeechobee ecosystem IV. Nitrogen: phosphorus ratios, cyanobacterial dominance, and nitrogen fixation potential. *Archiv fur Hydrobiologie /Suppl.* 107:71-88.
- SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100:179-196.
- SMITH, V.H. (2003). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems: A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10:126–139.

- SMITH, V.H.; JOYE, S.B.; HOWARTH, R.W. (2006). Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2):351–355.
- SMITH, V. H. (2009). Eutrophication. In: Gene E. Likens, (Editor) *Encyclopedia of Inland Waters*. volume 3, pp. 61-73 Oxford: Elsevier.
- SMITH, V. H.; WOOD, S. A.; MCBRIDE, C. G.; ATALAH, J.; HAMILTON, D. P.; ABEL, J. (2016). Phosphorus and nitrogen loading restraints are essential for successful eutrophication control of Lake Rotorua, New Zealand. *Inland Waters*, 6:273-283.
- SOARES, A. B.; da SILVA FILHO, J. C. L.; de ABREU, M. C. S.; SOARES, F. de A. (2011). Revisando a estruturação do modelo DPSIR como base para um sistema de apoio à decisão para a sustentabilidade de bacias hidrográficas. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, 4(3):521-545.
- SORANNO, P.A.; CHERUVELIL, K. S.; ELLIOTT, K.C.; MONTGOMERY, G.M. (2014). It's good to share: Why environmental scientists' ethics are out of date. *BioScience*, XX: 1–5.
- SORANNO, P.A.; CHERUVELIL, K.S.; WAGNER, T.; WEBSTER, K.E.; BREMIGAN, M.T. (2015). Effects of land use on lake nutrients: The importance of scale, hydrologic connectivity, and region. *PLoS ONE*, 10(8): e0135454. doi:10.1371/journal.pone.0135454.
- SOUZA, W. F. L. & KNOPPERS, B. (2003). Fluxos de água e sedimentos a costa leste do Brasil: relações entre a tipologia e as pressões antrópicas. *Geochimica Brasiliensis*, 17(1):57-74.
- SOUZA, W. F. L.; MEDEIROS, P. R. P.; BRANDINI, N.; KNOPPERS, B. (2011). Impactos de barragens sobre os fluxos de materiais na interface continente-oceano. *Revista Virtual de Química*, 3 (2):116-128.
- SOUZA, K.F.S. de (2012). Avaliação quantitativa de vírus entéricos em mexilhão (*Mytella guyanensis* e *Mytella charruana*) e ostra (*Crassostrea rhizophorae*) em área de manguezal da Baía de Vitória (ES.) com a utilização da PCR em tempo real. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFES.
- STRAHLER, A.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transaction of the American Geophysical Union*, 38(6):913-920.
- TAPPIN, A. D. (2002). An examination of the fluxes of nitrogen and phosphorus in temperate and tropical estuaries: Current estimates and uncertainties. *Estuarine, Coastal & Shelf Science*, 55:885-901.
- TARGA, M. dos S.; BATISTA, G.T.; DIAS, N.W. (2015). Uma análise preliminar da gestão da crise hídrica na bacia do rio Paraíba do Sul. **Anais**. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Brasília, DF. ABRH.

- TEJADA, M.; NAVAS, F.; MALVAREZ, G.C.; KRUSE, E. (2009). Indicadores espaciales para el estudio de la artificialización y la resiliencia en la costa de Buenos Aires (Argentina). **En:** MAS-PLA J., ZUPPI G.M. (eds.): *Gestión ambiental integrada de áreas costeras – Gestão ambiental integrada dos áreas costeiras*. Barcelona, Rubes Editorial: 265-278.
- THORNTON, J. A.; HARDING, W. R.; DENT, M.; HART, R. C.; LIN, H.; RAST, C. L.; RAST, W.; RYDING, S.; SLAWSKI, T. M. (2013). Eutrophication as a 'wicked' problem. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 18:298–316.
- THOMPSON, P. (2015). Seca coloca em risco até os mangues da grande Vitória. *Jornal Metro Grande Vitória*. **Vitória, 24 mar. 2015**. Disponível em www.readmetro.com.
- TONG, S.T.Y. & CHEN, W. (2002). Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management*, 66:377-393. doi:10.1006/jema.2002.0593, available online at <http://www.idealibrary.com>.
- TRESINARI, E. M. (2012). **Produto Interno Bruto (PIB) dos Municípios do Espírito Santo – 2010**. Instituto Jones dos Santos Neves Vitória, ES, 20f.: il. (Artigo, 1523).
- TROMBINO, G.; PIRRONE, N.; CINNIRELLA, S. (2007). A Business-As-Usual Scenario analysis for the Po Basin-North Adriatic continuum. *Water Resources Management*, 21:2063–2074. DOI 10.1007/s11269-007-9198-4.
- TUCCI, C.E.M.; MENDES, C.A. (2006). **Curso de avaliação ambiental integrada de bacia –** Ministério do Meio Ambiente – Secretaria de Qualidade Ambiental – Rhama Consultoria Ambiental.
- TUNDISI, J. G. (2003). **Água no século XXI - Enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima.
- TURNER, R.K; ADGER, W.N.; LORENZONI, I. (1998). **Towards integrated modelling and analysis in coastal zones: Principles and practices**, LOICZ Reports & Studies No. 11, iv + 122 pp. LOICZ IPO, Texel, The Netherlands.
- TURNER, B. L., MATSON, P. A., MCCARTHY, J. J., CORELL, R. W., CHRISTENSEN, L., ECKLEY, N., HOVELSRUD-BRODA, G. K., KASPERSON, J. S., KASPERSON, R. E., LUERS, A., MARTELLO, M. L., MATHIESEN, S., NAYLOR, R., POLSKY, C., PULSIPHER, A., SCHILLER, A., SELIN, H. ;TYLER, N. (2003). Illustrating the coupled human–environment system for vulnerability analysis: Three case studies. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(14):8074-8079.
- UNEP (2004). **Integrated watershed management - Ecohydrology & phytotechnology manual**. The United Nations Environment Programme. International Environmental Technology Centre, Japan. Copyright UNEP.

- UNEP (2009). **Ecosystem management program**. Disponível em: <http://www.unep.org/ecosystemmanagement/Portals/7/Documents/EMP-Booklet.pdf>. Acesso em 01 jun. 2015.
- URBAN, E.R.; SUNDBY, B.; MALANOTTE-RIZZOLI, P.; MELILLO, J.M. **Watershed, bays and bounded seas**. SCOPE; 70, Washington, D.C., p. 141-167
- UUSITALO, L.; KORPINEN, S.; ANDERSEN, J.H.; NIIRANEN, S.; VALANKO, S.; HEISKANEN, A.; DICKEY-COLLAS, M. (2016). Exploring methods for predicting multiple pressures on ecosystem recovery: A case study on marine eutrophication and fisheries. *Continental Shelf Research*, 121:48-60.
- VAN DRECHT, G.; BOUWMAN, A. F.; HARRISON, J.; KNOOP, J.M. (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23, GB0A03, doi:10.1029/2009GB003458.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL G. W.; CUMMINS K. W.; SEDELL J. R.; CUSHING C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37:130–137.
- VASCONCELOS, F.N. (2011). O desenvolvimento da interface cidade-porto em Vitória (ES.) do período colonial ao início do século XX: uma cidade portuária?. **Tese de Doutorado**. Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, PUC/SP.
- VERNBERG, F.J., VERNBERG, W.B.; BLOOD, E.; FORTNER, A.; FULTON, M.; MCKELLAR, H.; MICHENER, W.; SCOTT, G.; SIEWICK, T.; FIGL., K.E. (1992). Impact of urbanization on high-salinity estuaries in the southeastern United States. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30:239-248.
- VERONEZ JR., P. (2009). Ecofácies e faciologia dos sedimentos de fundo da Baía de Vitória – ES. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais. 114 f. il.
- VERONEZ JUNIOR, 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.
- VIANNA, C.C.E. (2009). Conflitos de usos na Baía de Vitória: diagnóstico da gestão ambiental portuária e costeira. **Monografia**, Curso de Graduação em Oceanografia, UFES.
- VILLELA, S.M.; MATTOS, A. (1975). **Hidrologia aplicada**. São Paulo. McGraw-Hill do Brasil. 245p.
- VON SPERLING, M. (1996). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. DESA-UFMG.

- VON SPERLING, M. (2005). Princípios do tratamento biológico de águas residuais. In: **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3a ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v.1, 452 p.
- VOSS, M. (2011). Nitrogen processes in coastal and marine ecosystems. In: *The European Nitrogen Assessment*, ed. Mark A. Sutton, Clare M. Howard, Jan Willem Erisman, Gilles Billen, Albert Bleeker, Perine Grennfelt, Hans van Grinsven and Bruna Grizzetti. Cambridge University Press.
- WAGNER, I. (2009). Phosphorus: aquatic ecosystems external supply and balance against hydrological patterns of tributaries. In: Chicharo, L., Wagner, I., Chicharo, M. Lapinska, M. and Zalewski, M. 2009. *Practical experiments guide for Ecohydrology*. UNESCO. 114p
- WAGNER, I. & ZALEWSKI, M. (2009). Ecohydrology as a basis for the sustainable city strategic planning: focus on Lodz, Poland. *Proceedings of the 4th SWITCH Scientific Meeting*. Delft, Netherlands.
- WALLING, D.E. (1999). Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia*, 410:223–240.
- WHELAN, M. J., WHITE, S. M., HOWDEN, N. J. K. (2010). River catchment contributions to the coastal zone. In: Green, D. R. Coastal zone management. London, Thomas Telford Ltd: 31-54.
- WHITALL, D.; BRICKER, S.; FERREIRA, J.; NOBRE, A.M.; SIMAS, T.; SILVA, M. (2007). Assessment of eutrophication in estuaries: Pressure–State–Response and nitrogen source apportionment. *Environmental Management*, 40:678–690.
- WOHL, E., BARROS, A., BRUNSELL, N., CHAPPELL, N. A., COE, M., GIAMBELLUCA, T., GOLDSMITH, S., HARMON, R., HENDRICKX, J. M. H., JUVIK, J., MCDONNELL, J., OGDEN, F. (2012). The hydrology of the humid tropics. *Nature Climate Change* 2:655-662.
- WOLANSKI, E., CHÍCHARO, L., CHÍCHARO, M. A.; MORAIS, P. (2006). An ecohydrology model of the Guadiana Estuary (South Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70(1-2): 132–143.
- ZALEWSKI, M.; JANAUER, G.A. & JOLÁNKAI, G. (1997). **Ecohydrology – A new paradigm for the sustainable use of aquatic resources**. International Hydrological Programme – IHP. UNESCO, Paris.

- ZAMBONI, A.; NICOLODI, J.L.; BARROSO, G. F.; LÉLLIS, F.S.; GARCIA, A. N. (2010). La gestión integrada de zonas costeras y cuencas hidrográficas en Brazil. **In:** RUIZ, A.M. (Org.). Espacio litoral y sostenibilidad: una vision multidisciplinar desde las ciencias ambientales. 1 ed. Cádiz: Universidad de Cádiz, Servicio de Publicaciones, v. 1, p. 103-128.
- ZAVOIANU, I. (1985). **Morphometry of drainage basins**. Developments in water science, 20. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, The Netherlands. 251 pp.