



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

CURSO DE OCEANOGRAFIA

Mariana Monteiro dos Santos Gandra

Caracterização do balanço de massa e suscetibilidade do estuário do rio Tavares (SC) à urbanização

Florianópolis, SC

2017
Mariana Monteiro dos Santos Gandra

Caracterização do balanço de massa e suscetibilidade do estuário do rio Tavares (SC) à urbanização

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito para a aprovação no curso de Oceanografia da Universidade Federal de Santa Catarina.

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca.

**Florianópolis, SC
2017**

Mariana Monteiro dos Santos Gandra

**CARACTERIZAÇÃO DO BALANÇO DE MASSA E SUSCETIBILIDADE DO
ESTUÁRIO DO RIO TAVARES (SC) À URBANIZAÇÃO**

Monografia apresentada ao curso de Bacharelado em Oceanografia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Oceanografia.

Florianópolis, 22 de novembro de 2017.

Prof. Carla Van Der Haagen Custodio Bonetti, Dr.^a
Coordenadora do Curso

Prof.^a Alessandra Larissa D Oliveira Fonseca, Dr.^a
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Banca Examinadora:

Prof.^a Alessandra Larissa D'Oliveira Fonseca, Dr.^a
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Claudinei J. Rodrigues, Ms.
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Prof. Luis Hamilton Pospissil Garbosa, Dr.
Epagri

Tudo que está aqui é dedicado à minha mãe.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a mim mesma por ter conseguido chegar até aqui. Parabéns! Juntinho disso, obrigada às mulheres da minha vida, Didi (vulgo mãe) por em certa tarde falar “Por que você não faz oceanografia?” Foi mais que um norte para eu ir de encontro ao meu eu profissional e eu sei que através das minhas realizações você se realiza. À tia Neida, pelos incontáveis mimos e suprimentos alimentares das férias que fizeram com que eu sobrevivesse a essa loucura de semestre.

À Professora Alessandra por despertar meu interesse pela oceanografia química e me ajudar nesse caminho.

À Barbi, melhor companheira de laboratório que eu poderia ter conhecido, pelas tardes inacabáveis de análises e conversas, por todos os momentos de divã, todas gambiarras e por me ensinar a ser uma pessoa mais fofa (e eu deixei).

Ao RXC, por todas tarde de café (gordices) e festinhas e bares para extrapolar a pressão.

Em especial, às mais capacitadas mulheres que conheci nesse curso, Sardinha e Fer. Vocês me inspiram a ser uma pessoa cada vez melhor, é inefável minha admiração por vocês.

À Tríplice Aliança, por todos os momentos de descontração e macarrão para recuperar da vida. Pelo carinho, bronca e todo cuidado dados a mim.

À Vandresen por me ensinar o dom da paciência e pela melhor parceria de crime.

Ao Alex e Aichely pela ajuda no desenvolvimento desse trabalho.

Ao Wilson pela ajuda e paciência com os mapas.

À TURMA VI, pelos churrascos, momentos de estudo e união que fizeram com que fôssemos a turma fora da curva.

Nós temos que aproveitar as oportunidades que a vida nos proporciona.

Gandra, (2013).

A universitária ingênua.

RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica biogeoquímica do estuário do rio Tavares (ERT) com os dados existentes no período de 1992 a 2015 e estimar cenários futuros frente às pressões de lançamento de esgoto, crescimento populacional e eutrofização relacionando com os possíveis impactos que a instalação da ETE-Campeche poderá provocar. A bacia de drenagem do rio Tavares é marcada por forte ocupação populacional, principalmente na foz. O estado trófico foi classificado usando o TRIX como ferramenta. Enquanto que para propor os cenários futuros teve-se como base o modelo ASSETS. As trocas conservativas (água e sal) e não conservativas (nutrientes) entre o ERT e a Baía Sul de Florianópolis foram modeladas a partir do LOICZ. Pela média do TRIX, o estado trófico do sistema enquadra-se de mesotrófico a eutrofizado. Os cenários gerados pelo ASSETS foram ou ‘ruim’ ou sem mudança para os próximos 20 anos e o sistema encontra-se sob alta suscetibilidade à urbanização. Pelo LOICZ foi possível inferir que o ERT é do tipo exportador de água e nutrientes.

Palavras chaves: LOICZ, ASSETS, TRIX, biogeoquímica.

ABSTRACT

The aim objective of this study was evaluated the biogeochemistry dynamics of Tavares' river estuary (ERT) with data from 1992 to 2015 and indicated future outlook against anthropogenic pressures of wastewater, urban growth and eutrophication related to the possible impacts that the WWTP-Campeche could cause. Tavares river watershed is highly urbanized, mainly at the mouth. Trophic status was classified using the *Trophic Index* – TRIX. While the future outlook were based on the ASSETS model. The conservative (water and salt) and nonconservative (nutrient) flux between the ERT and the Southern Bay of Florianópolis were modeled by the LOICZ. By the average of the TRIX, the trophic state of the system fits from mesotrophic to eutrophic. The scenarios generated by ASSETS were either 'bad' or unchanged for the next 20 years and the system is under high susceptibility to urbanization. From LOICZ it was possible to infer that ERT is exporter of water and nutrients.

Key words: LOICZ, TRIX, ASSETS, biogeochemistry.

Sumário

INTRODUÇÃO	1
MATERIAIS E MÉTODOS	5
Área De Estudo	5
Compilação Dos Dados	7
Tratamento Dos Dados	10
Modelo Biogeoquímico	11
Balanço De Água	13
Balanço De Sal	14
Balanço Não Conservativo	15
Índice Trófico	17
Modelo Assets	18
Fator De Pressão	19
Condições De Eutrofização	19
Resposta Futura	20
RESULTADOS	24
Caracterização Física	24
Balanço Conservativo	26
Caracterização Química	27
Balanço Não Conservativo	29
Estado Trófico	33
Modelo Assets	34

DISCUSSÃO	35
CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	39
APÊNDICE A	47
ANEXO	52

INTRODUÇÃO

A zona costeira brasileira (ZC) é definida pelo Decreto Federal nº 5.300/2004 como zona de transição entre a interface terra-mar, em que ocorre o transporte, a retenção e a modificação da matéria orgânica. Corresponde a aproximadamente 4,1% do território do país, onde 24,6% da população está concentrada (IBGE, 2011). O aumento populacional nas bacias hidrográficas (BH) está entre as principais causas de alterações no ambiente costeiro ao redor do mundo (SANTA CATARINA, 1997; HOWARTH et al., 1996; BRAGA et al., 2000; PAGLIOSA et.al. 2005; NIXON, 2009) e o consequente problema social gira em torno de um processo de urbanização atrelado à falta de saneamento básico e ao uso e ocupação das mesmas (RODRIGUES, 2016).

A qualidade d'água costeira será resultante de todas as interações na BH, não dependendo somente do incremento de nutrientes, mas também da capacidade de reter ou remover parte da carga de contaminantes, do tempo de residência da água e das forçantes meteo-oceanográficas (VON SPERLING, 1996; MADRON et al., 2003). Cerca 80% da poluição marinha é advinda de fontes continentais, fato evidenciado pelo acréscimo dos fluxos mundiais de nutrientes (Vitousek et al., 1997).

Estima-se que no Brasil mais da metade da população ainda não tem acesso a serviço de tratamento de esgoto, sendo o estado de Santa Catarina o sexto pior em coleta de esgoto (14,59%) e o décimo pior quanto ao tratamento dos efluentes (21,35%) (OLIVEIRA, 2014; SNIS, 2013). Conforme o levantamento do Instituto Trata Brasil, em 2013, Florianópolis

ocupava a posição 49º do ranking nacional (46,6% de esgoto tratado). Entretanto, os esforços para a expansão da infraestrutura de coleta e tratamento sanitário do esgoto nem sempre acompanham o ritmo de crescimento urbano (TRATA BRASIL, 2008).

Nas regiões estuarinas, a principal fonte de matéria orgânica e nutriente provém de efluentes domésticos e industriais, lançamentos de esgotos *in natura* e da atividade agrícola (CLOERN, 2001; BIANCHI, 2007; BRICKER et al., 2008). Allan (1996) avaliou que os rios exportam para estuários e oceanos metade de toda carga orgânica recebida, mineralizam um quarto desta e o outro um quarto é adsorvido ao sedimento, o que tem efeito negativo sob os ciclos biogeoquímicos nos estuários, entre eles a eutrofização (ALLAN; CASTILLO, 2007).

O grau de eutrofização pode ser fundamentado em índices, como o multiparamétrico TRIX (Vollenweider et al., 1998) que relaciona as variáveis nutritivas com as de produtividade primária sob as condições de saturação do oxigênio do ambiente. A dinâmica da entrada destes nutrientes no sistema pode ser compreendida por modelos de balanço de massa, como do projeto *Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone - LOICZ*, do IGBP (*The International Geosphere-Biosphere Programme*), onde é possível indicar as trocas entre a ZC-oceano e quais processos ocorrem no interior do sistema e a influência no sistema adjacente. Em uma linha similar, a metodologia do programa *Assessment of Estuarine Trophic Status - ASSETS* projetado pelo NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) em parceria com IMAR (*Institute of Marine Research*), classifica a suscetibilidade dos ecossistemas costeiros frente às pressões antrópicas, servindo como ferramenta para controle e gerenciamento da qualidade d'água.

O Estuário do Rio Tavares (ERT), localizado no sul da Ilha de Santa Catarina, não possui rede pública de tratamento de esgoto. Apesar de alguns bairros, como o Campeche, Ribeirão da Ilha e Tapera já disporem de rede coletora instalada, o serviço sanitário de tratamento ainda não está em operação (CASAN, 2013). Ou seja, as residências que estão ligadas ao sistema de coleta acabam por contribuir para a liberação do esgoto *in natura* nos corpos hídricos, elevando a carga de matéria orgânica e de nutrientes, que são as formas mais graves e recorrentes de perturbação ambiental que afetam os ecossistemas costeiros (GESAMP, 2001). A estimativa de crescimento da população inserida na bacia hidrográfica do rio Tavares (BHRT) no período de 2010 a 2050 resultaria no dobro da carga atual diretamente poluidora, caso nenhuma medida mitigadora seja implantada (CASAN, 2013).

Para reduzir as perturbações causadas pelo despejo direto dos efluentes domésticos nos recursos hídricos da região sul de Florianópolis, a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN – em conjunto com o CONSÓRCIO CATARINA SAN projetou uma estação de tratamento de esgoto (ETE) em nível terciário (que retira nutrientes) com instalação futura de sistema de disposição oceânico (SDO). Até o SDO ficar pronto, uma das opções é que o lançamento do efluente tratado seja feito na região interior do rio Tavares. O projeto visa atender 44 unidades especiais de planejamento (UEP) do sul de Florianópolis, com previsão de descarga máxima de $200 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ lançados para do rio.

Segundo Cloern et al. (2016), a instalação ETE é uma forma de mitigar a eutrofização já que visam retirar material em suspensão, matéria orgânica e patógenos dos efluentes antes de sua disposição no corpo receptor. No entanto, o dimensionamento e projeção das ETE

devem ser realistas com a capacidade de autodepuração do corpo hídrico, caso contrário os efluentes tratados podem gerar impactos negativos (HAGGARD et. al. 2005). O volume de água doce da ETE pode alterar as condições hidrodinâmicas naturais, bem como afetar o transporte de nutrientes e sedimentos, servir como barreira para a intrusão salina e resulta em perdas de habitats, biodiversidade e produtividade do estuário (MONTAGNA et al., 2003). Rodrigues (2016) ressaltou que uma preocupação é que ocorra o efeito de transposições de BH, uma vez que os efluentes podem ser captados em bacias diferentes daquela receptora. Na cidade de Florianópolis, o controle dos lançamentos de efluentes realizados, sejam eles tratados ou não, é inexistente e não há estudo de capacidade de assimilação de despejos nos seus corpos receptores (PMISB 2009).

Apesar do cenário de degradação na bacia hidrográfica do rio Tavares (BHRT) ser conhecido, estudos que abordem a dinâmica biogeoquímica e que busquem compreender as mudanças no ecossistema associadas ao aumento de matéria orgânica e de nutrientes são escassos (ARAÚJO, 1993; SCHETTINI, 2009; PAGLIOSA 2004; PARIZZOTO, 2009, FUZINATTO, 2009 e CASAN, 2013). Neste contexto, o intuito deste estudo foi, a partir desses dados publicados, caracterizar o estado trófico atual do ERT pelo índice TRIX; estimar pelo LOICZ o balanço de massa entre o estuário e a Baía Sul de Florianópolis (BSF) a fim de compreender a dinâmica biogeoquímica local, bem como gerar cenários futuros via ASSETS para avaliar a suscetibilidade à eutrofização associada com a instalação da ETE na região.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área De Estudo

O ERT (27° 37' 34"S - 27° 43' 05"S; 48° 20' 30" - 48° 30' 23") localiza-se na porção centro-oeste da Ilha de Santa Catarina e sua bacia tem cerca de 35 km² (Fig. 1), definida com base no estudo de Garbossa et al., (2016). A extensão total do rio é de 9,2 km (FUZINATTO, 2009) e a influência da oscilação de maré desde a foz atinge em torno de 7 km no interior do rio (ARAUJO, 1993). De acordo com o monitoramento da CASAN (2013), a BHRT é ocupada por 55.524 habitantes (residentes e flutuantes) na BHRT. As áreas adensadas, calculadas pelo software Google Earth PRO® somam no total 12,77 km² (Fig. 2). As cargas poluidoras lançadas no rio Tavares por esses habitantes por dia em termos de DBO, de nitrogênio NTK, fósforo total e o número mais provável de coliformes são 2.998,30 kg/dia, 500,72 kg/dia, 83,35 kg/dia e 5,55x10¹⁵ NMP/dia, respectivamente (CASAN, 2013).

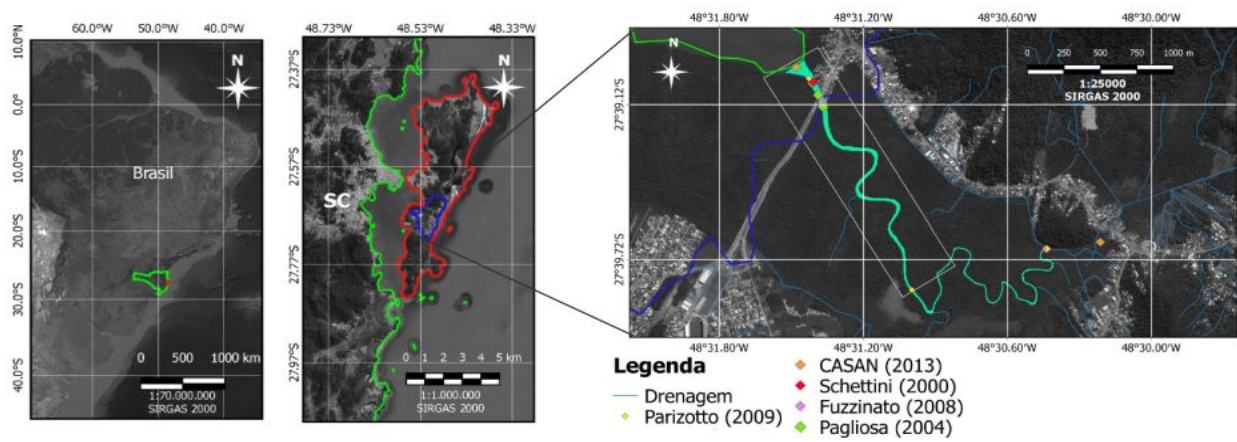


Figura 1: Localização da área de estudo, em verde delimitação do estado de SC, vermelho a Ilha de Santa Catarina, em azul escuro a bacia hidrográfica do Rio Tavares e azul-esverdeado claro o estuário do Rio Tavares. Fonte: Autora.

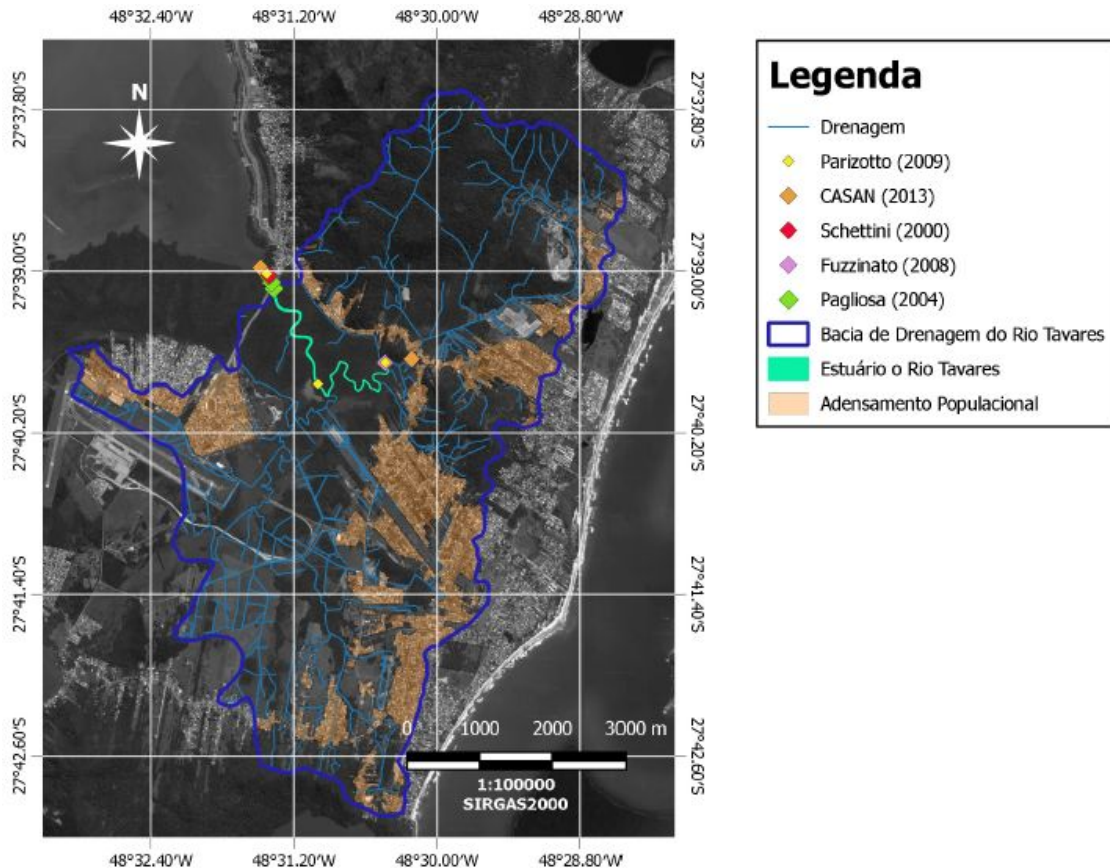


Figura 2: Identificação das áreas adensadas na BHRT e localização dos pontos amostrais por estudo avaliado (nos anos 1992, 2000, 2002, 2007, 2008, 2014 e 2015) na BHRT. Fonte: Autora.

O clima da região é definido como subtropical úmido, com estações de verão/inverno bem marcadas e outono/primavera similares entre si. A precipitação é bem distribuída ao longo do ano, não apresentando estação de seca, sendo os meses de janeiro a março os mais chuvosos e o menor volume pluviométrico ocorre entre junho e agosto (HERRMANN, 1989). Os ventos mais frequentes são do quadrante norte (N-NE), no entanto os do quadrante sul são os mais intensos, sobretudo durante a passagem de sistemas frontais (CRUZ,1998).

O regime de maré é definido como semi-diurno com amplitude de micro-maré (<2 m) e é o principal agente da circulação (SCHETTINI; PEREIRA FILHO; SPILLERE, 2000). No trabalho dos autores Garbossa et al. (2014), o nível de maré encontrado foi 0,98 e 0,88 para o

mês de maio e em julho do mesmo ano os valores encontrados foram de 0,96 e 0,73 (maré meteorológica e astronômica, respectivamente).

O rio Tavares deságua na região central da BSF e sua foz está localizada próxima à unidade de conservação da Reserva Extrativista do Pirajubaé. A RESEX foi criada pelo Decreto Federal nº 533/92 a fim de garantir que a comunidade tradicional mantivesse as atividades de exploração do berbigão *Anomalocardia brasiliiana* e possui 14,4 km². A atividade de cultivo de moluscos no estado corresponde a 98% da produção nacional (MPA, 2013), sendo que 73% é proveniente das fazendas aquícolas localizadas nas baías de Florianópolis (EPAGRI, 2013), evidenciando o potencial econômico da região, cuja atividade exige qualidade de água.

Compilação Dos Dados

Para avaliar o balanço de massa do ERT, foram revisados estudos da região entre 1992 e 2015 que levantaram dados de interesse para este projeto, a saber: salinidade, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), concentrações de nutrientes dissolvidos (formas nitrogenadas e fosfato), coliformes fecais (tab. 1 e 2) . Os dados de 2014 e 2015 fazem parte do programa de monitoramento do consórcio da ETE Campeche (CASAN, 2013) e foram cedidos pela CASAN.

Tabela 1: Detalhamento do esforço amostral, número pontos e variáveis físicas e biológicas referentes à qualidade da água avaliadas nos estudos de referência.

Referências	Esforço Amostral	Salinidade e ‰	OD (mg/L)	DBO5 (mg/L)	E.COLI (NMP/100ml)
Araújo (1993)	Nº Pontos	3	3	3	3
	Nº amostrais	12	12	12	12
	Período	Sazonal	Sazonal	Sazonal	Sazonal
Schettini (2000)	Nº Pontos	1	1		
	Nº amostrais	13	13		
	Período	Inverno	Inverno		
Pagliosa (2002)	Nº Pontos	3	3		
	Nº amostrais	3	3		
	Período	Outono	Outono		
Parizotto (2009)	Nº pontos	3	3		3
	Nº amostrais	8	8		4
	Período	Outono Verão	Outono Verão		Verão
Fuzinatto (2009)	Nº pontos	1	1	1	1
	Nº amostrais	6	6	6	6
	Período	Sazonal	Sazonal	Sazonal	Sazonal
CASAN (2013)	Nº Pontos	1	1	1	1
	Nº amostrais	27	27	27	27
	Período	Sazonal	Sazonal	Sazonal	Sazonal

Tabela 2: Detalhamento do esforço amostral, número de pontos e nutrientes analisados referentes à qualidade da água avaliadas nos estudos de referência.

Referências	Esforço Amostral	NT* μmol/L	PT* μmol/L	NID μmol/L	PO4 μmol/L
Araújo (1993)	Nº Pontos	3	3		
	Nº amostrais	12	12		
	Período	Sazonal	Sazonal		
Schettini (2000)	Nº Pontos			1	1
	Nº amostrais			13	13
	Período			Inverno	Inverno
Pagliosa (2002)	Nº Pontos			3	3
	Nº amostrais			3	3
	Período			Outono	Outono
Parizotto (2009)	Nº pontos			3	3
	Nº amostrais			8	8
	Período			Outono Verão	Outono Verão
Fuzinato (2009)	Nº pontos	1	1		
	Nº amostrais	6	6		
	Período	Sazonal	Sazonal		
CASAN (2013)	Nº Pontos	1	1		
	Nº amostrais	27	27		
	Período	Sazonal	Sazonal		

Os desenhos amostrais de cada autor estão esquematizados na figura 3 e as metodologias de coleta e análise empregadas pelos mesmos seguem no apêndice ‘A’.



Figura 3: Referências que avaliaram a qualidade da água do ERT, com destaque ao período amostral, regiões amostradas (número de amostras) e profundidades amostradas ao longo da coluna da água em cada estudo.

Tratamento Dos Dados

Os autores Araújo (1993), Fuzinato (2009) e CASAN (2013) apresentaram os dados de nitrogênio e fósforo somente na fração total (NT e PT), porém as frações inorgânicas são mais biodisponíveis para os produtores primários e são as formas empregadas no modelo LOICZ (GORDON et al., 1996) e no índice TRIX (VOLLENWEIDER et al., 1998). Assim, os dados de NT e PT indicados nesses estudos foram transformados para nitrogênio e fósforo inorgânicos dissolvidos (NID e PID) seguindo: a) Diego-mcglone, Smith e Nicolas (2000), onde o NID corresponde a 38% do valor de NT; b) os dados do trabalho de Perez (2015) para o rio Papaquara (Florianópolis, SC), onde a razão PID/PT foi estimada em 56% (regressão linear PID/PT, $R^2=0,94$), porcentagem próxima ao apresentado por Diego-mcglone, Smith e Nicolas (2000).

Modelo Biogeoquímico

O modelo biogeoquímico descrito por Gordon et al. (1996) para o projeto LOICZ é baseado no princípio da conservação de massa, ou seja, as entradas devem ser iguais às saídas. Ao assumir que a variável apresenta característica não conservativa pode-se esperar que as diferenças representem as transformações por processos biogeoquímicos de produção/mineralização da matéria orgânica no sistema interno (S_1), além das perdas e/ou ganhos via sorção, floculação, sedimentação e influência antrópica, por exemplo, via esgoto doméstico (JURANDIR FILHO; RÖRIG, 2016).

Para a estimativa do balanço dos materiais conservativos (água e sal) e não-conservativos (nutrientes), a região do ERT foi definida como uma única caixa (*budget model*), em condição de equilíbrio dinâmico (*steady state*), sem estratificação (*one layer model*), pois segundo os dados de Parizzoto (2009) não houve diferença significativa de salinidade entre as água de superfície e de fundo. Essa abordagem é comum em sistemas estuarinos rasos e que não apresentam um padrão definido quanto à estrutura física da coluna de água (BRANDINI, 2008).

Nos trabalhos desenvolvidos por Araújo (1993), Pagliosa (2002), Parizzoto (2009) e Fuzinatto (2009), o ERT foi amostrado em mais de um ponto, assim para a aplicação no LOICZ foi feito a mediana dos mesmos, pois os dados brutos não tiveram distribuição normal. A mesma estratégia foi aplicada aos dados brutos de Schettini (2000) que realizou 13 amostragens durante um ciclo de maré completo. Os estudos de Pagliosa (2004) e Schettini (2002) amostraram apenas na região estuarina, portanto os valores de nutrientes via rios para

esses anos foram obtidos da mediana de todos os anos compilados, PID foi adotada a concentração de $0,44\mu\text{m}$ e NID $16,13\mu\text{m}$.

A região central da BSF foi definida como a caixa de troca com o ERT, os valores mínimos, medianos e máximos dos dados estimados a partir dos dados de Parizzotto (2009) e de Fonseca et al. (em prep.), que amostraram na região central da BSF, foram aplicadas ao modelo (Tab.). Para cada dia coleta foi desenvolvido três modelos LOICZ, todos com os valores medianos do ERT e valores mínimo, mediano e máximo da BSF.

VARIÁVEL	VALOR	REFERÊNCIA
Salinidade	32 (mediana)	
PID μm	0,19 (mínimo)	
	0,43 (mediana)	PARIZZOTO (2009) e
	2,34 (máximo)	FONSECA et al. (em prep.)
NID μm	1,51 (mínimo)	
	4,98 (mediana)	
	17,48 (máximo)	

Os dados diários de precipitação e temperatura atmosférica ($^{\circ}\text{C}$), dos 30 dias que antecederam cada coleta, foram cedidos da estação meteorológica 83897 pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), com exceção dos dados referentes ao ano 2000, os quais foram cedidos pelo Centro de Informações Ambientais e Hidrometeorologia de Santa Catarina

(EPAGRI/CIRAM). A evaporação foi calculada (Eq. 2) conforme descrito por Miranda et al. (2002). Onde T é a média aritmética da temperatura do ar do mês analisado, expressa em graus Kelvin.

$$Evaporação = \{(1,0 \times 10^9) * [exp(\frac{-4620}{T})]\} \quad \text{Eq. 2}$$

Balanço De Água

As entradas de água no S_1 são dadas pela somatória dos fluxos via precipitação (V_p), escoamento superficial (V_Q), água subterrânea (V_s), água a partir da camada de fundo (V_F) (fluidos estratificados), outras entradas (V_O) e saída via evaporação (V_E). As trocas por outras fontes e pelo lençol freático (V_s) foram admitidas como não significativas. Portanto, para o cálculo do balanço conservativo foram consideradas as entradas via V_p (mm.dia^{-1}) e escoamento superficial V_Q ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$) e saída V_E ($\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$).

O V_Q (Eq. 3) da bacia foi calculado segundo Schreiber (1904 apud DUPRA et al., 2000, Appendix III). Onde A representa a área da bacia de drenagem em Km^2 , Ev a evaporação acumulada mensal em milímetros, P a precipitação acumulada mensal em milímetros e D é o número de dias do mês analisado. A área da bacia de drenagem considerada neste estudo foi a indicada por Garbossa et al. (2017).

$$V_Q = \{A * [exp(\frac{-Ev}{P})] * [\frac{P}{D*(2.74*10^{-6})}]\} \quad \text{Eq. 3}$$

As diferenças entre as entradas e saídas de água formam o volume residual (V_R) para o sistema externo. Caso o ERT (S_1) seja exportador de água para o sistema adjacente, BSF (S_2), V_R será negativo. O tempo de residência hidráulico (T) (em dias) do ERT foi calculado pelo termo $|V_1 \cdot V_R^{-1}|$, onde V_1 é o volume (m^3) total do sistema em análise S_1 . Visto que o sistema se encontra na condição de equilíbrio dinâmico, o termo que representa a variação temporal do volume de controle foi considerado igual à zero. Simplificando, o balanço de água é calculado pela equação 4, onde V_{ENTRA} representa o volume total ($m^3 \cdot dia^{-1}$) de água que entra no sistema e V_{SAI} representa o volume total de água que sai do sistema.

$$V_{ENTRA} - V_{SAI} = -V_Q - V_P + V_E = V_R \quad (\text{Eq. 4})$$

Balanço De Sal

A salinidade é um parâmetro conservativo no sistema, assumindo que o sistema não produz nem consome sal, de modo que Σ entradas = Σ saídas. A contribuição da maré no balanço de água tende a ser nulo, entretanto, os fluxos de maré são fundamentais para o balanço de sal (GORDON et al., 1996) e foram encontrados pela equação 5. Onde SAL_1 representa a salinidade do ERT e SAL_2 , a salinidade da BSF.

$$\left[\frac{d(V_1 * S_1)}{dt} \right] = V_{ENTRA} * SAL_2 - V_{SAI} * SAL_1 \quad (\text{Eq. 5})$$

A salinidade residual (S_R) foi calculada pela média aritmética entre SAL_1 e SAL_2 . Já o fluxo residual salino entre os dois sistemas foi calculado por $V_R * S_R$, dado em $Kg \cdot dia^{-1}$. O

fluxo de mistura (V_X) entre o sistema em análise (SAL_1) e o adjacente (SAL_2) foi calculado por $\frac{(V_R * S_R)}{(SAL_2 - SAL_1)}$. A razão entre V_1 (m3) e a soma de V_R (m3.dia⁻¹) mais V_X (m3.dia⁻¹) resulta no tempo de residência salino (τ) da água do sistema (Eq. 6).

$$\tau = \frac{V_1}{|V_R| + |V_X|} \quad (\text{Eq. 6})$$

Balço Não Conservativo

Os fluxos de um nutriente Y entre os compartimentos foram obtidos da mesma forma que o demonstrado para o balanço de sal. O balanço não-conservativo (ΔY , mol.d⁻¹) é obtido pela expressão: Σ entradas + Σ saídas + Σ (produção – consumo) = 0. Quando ΔY é positivo indica que o aumento do nutriente no sistema é causado pelo metabolismo e/ou processos internos, quando negativo o ambiente é caracterizado como sumidouro de Y (JURANDIR FILHO; RÖRIG, 2016).

O volume residual ($V_R Y_R$, mol.d⁻¹) de nutrientes foi obtido pelo termo $\frac{(V_R * Y_R)}{1000}$, onde Y_R é a média aritmética da concentração de PID e NID no ERT e na baía. O fluxo de mistura de ($V_X Y_R$) entre os sistemas foi calculado por $\frac{(V_X * (Y_2 - Y_1))}{1000}$, em mol.d⁻¹. O ΔY foi estimado considerando as entradas e saídas de nutrientes causadas pela drenagem continental (V_Q) e pelos fluxos residuais e de mistura entre a região do ERT e a BSF.

O metabolismo líquido do sistema é caracterizado pela diferença entre a produção primária e a respiração de um ecossistema e neste trabalho foi calculado com base na razão estequiométrica da matéria orgânica fitoplancônica. A equação 7 da esquerda para direita

representa processos de produção e no sentido inverso, degradação da matéria orgânica (GORDON et al., 1996).



Visto que o ciclo do fósforo é menos complexo quando comparado ao do nitrogênio, o balanço de PID é utilizado para estimar as taxas de produção e respiração fitoplanctônica do sistema (Eq. 8).

$$\Delta\text{CID} = (p - r) = -\Delta Y(\text{PID}) * (\text{C:P})_{\text{part}} \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde ΔCID (balanço do carbono inorgânico dissolvido) é uma aproximação do metabolismo líquido do estuário, o qual é determinado pelo produto entre $-\Delta Y(\text{PID})$ e a razão estequiométrica de Redfield (**106C:1P**). Um sistema autotrófico terá um valor positivo para o ΔCID e significa que a taxa de produção da matéria orgânica foi maior que de degradação, caracterizando o ambiente como sorvedouro de CO_2 . Já um valor negativo representa um sistema predominantemente heterotrófico e este comporta como um sistema produtor de CO_2 via respiração.

Pelo mesmo raciocínio, a relação estequiométrica de Redfield foi usada para determinar o balanço de NID esperado ($\Delta\text{N}_{\text{ESP}}$) no sistema, ou seja, o quanto de NID é necessário para atender a demanda da produção fitoplanctônica ou o quanto desta matéria é liberado pela mineralização (GORDON et al., 1996). $\Delta\text{N}_{\text{ESP}}$ foi determinado por $\Delta Y(\text{PID}) * (\text{N:P})_{\text{part}}$, onde $(\text{N:P})_{\text{part}}$ é a razão **16N:1P**. O termo $(\text{N}_{\text{FIX}} - \text{N}_{\text{DENT}})$ representa a fixação líquida-denitrificação de nitrogênio gasoso (N_2) e pode ser obtido pela diferença

$\Delta N_{OBS} - \Delta N_{ESP}$. ΔN_{OBS} representa o balanço de NID calculado pelo modelo. Quando o balanço for positivo o ERT age como fixador de N_2 , porém valores negativos caracterizam o ambiente como fonte de N_2 para a atmosfera via denitrificação.

Índice Trófico

O grau do estado trófico do ERT foi calculado pelo *Trophic Index* - TRIX. Este índice foi elaborado por Vollenweider et al. (1998) e consiste na combinação das seguintes variáveis: clorofila-a ($mg.m^{-3}$), NID ($mg.m^{-3}$), PID ($mg.m^{-3}$) e uso aparente do oxigênio dissolvido (%), obtido por: $aD\%OD = |100\% - (\text{saturação de oxigênio medida em campo})|$, ou seja, valor absoluto do desvio de 100% da saturação do oxigênio (Eq. 1).

$$TRIX = \left[\frac{\log_{10}(Clorofila * NID * PID * aD\%OD) - (k)}{m} \right] \quad \text{(Eq.1)}$$

O termo “k” é a correção logarítmica dos limites inferiores ($\sum \text{Log10Min}$) e o “m” é o fator de correção de fatores discrepantes, pela diferença dos limites inferiores e superiores com 10 classes da escala do TRIX fixadas ($[(\sum \text{Log10Max} - \sum \text{Log10Min}) * (0,1)]$). As categorias variam de ultra-oligotrófico à hipereutrófico (Tab. 3).

Tabela 3: Intervalos das classes do estado trófico do TRIX. Fonte: Adaptado de Cotovicz Junior et al. (2012).

TRIX	CONDIÇÕES	ESTADO TRÓFICO
<2	Produtividade primária muito baixa e estado trófico muito baixo	Excelente (Ultra-Oligotrófico)
2-4	Produtividade baixa e estado trófico baixo	Alto (Oligotrófico)
4-5	Moderadamente produtivo e estado trófico mediano	Bom (Mesotrófico)

5-6	Moderado a altamente produtivo e alto estado trófico Moderado	(Mesotrófico a Eutrófico)
6-8	Alta produtividade e estado trófico ruim	Pobre (Eutrófico)
8-10	Máximo de produtividade	Muito pobre (Hipertrófico)

A concentração de clorofila-a usada foi a média dos dados indicados por Pagliosa (2004) e Parizzoto (2009), já que foram os únicos estudos que avaliaram este pigmento fotossintético. Este valor médio de $6\mu\text{g.L}^{-1}$, foi aplicado aos dados dos demais estudos, incluindo o da CASAN (2013), que apesar de dispor dos valores de clorofila-a, estes foram desconsiderados pois apresentavam valores acima dos 95% de distribuição de frequência dos dados.

Modelo Assets

O modelo multimétrico ASSETS estipula a suscetibilidade do ambiente costeiro frente à eutrofização, combinando variáveis quantitativas e semi-quantitativas com os fatores de pressões antrópicas (ex. entrada de nutrientes). Juntamente com a situação do estado trófico do sistema, com a finalidade de gerar cenários futuros, o resultado da modelagem implica no agrupamento dos índices de pressão-estado-resposta (PER) que caracterizam o estado de eutrofização do sistema (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003).

Os dados de entrada nesse modelo foram adequados, já que os valores da área da zona de mistura e do volume do ERT são inferiores ($0,19\text{km}^2$ e $0,43*10^6\text{m}^3$) ao permitido pelo do modelo (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003). Portanto, foi assumido os valores mínimos disponibilizados pelo programa, de 1km^2 e $1*10^6\text{m}^3$. O ASSETS foi aplicado apenas para a

zona de mistura, pois se aproxima mais às condições de interesse deste estudo, de acordo com a salinidade observada no ERT.

Fator De Pressão

O potencial de exportação e diluição indicam qual a suscetibilidade do sistema em relação às cargas de nutrientes. O potencial de exportação foi dado pela razão entre a vazão do rio ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) e o volume do rio (10^6m^3) ERT (BORGES, 2014). A vazão assumida foi de $12,825\text{m}^3.\text{s}^{-1}$, baseada nas medidas durante maré vazante e enchente realizadas pela CASAN (2013). A soma da vazão com a descarga máxima prevista ($200 \text{ L}.\text{s}^{-1}$) da ETE-Campeche também foi considerada como aporte de água via rio, para analisar possíveis efeitos de transposição de bacia. O potencial de diluição foi obtido pela razão $1/\text{volume}$ do rio (BORGES, 2014).

Condições De Eutrofização

As concentrações de clorofila-a (Cfl-a $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) e OD ($\text{mg}.\text{L}^{-1}$), usadas no ASSETS foram calculadas pelos percentil 90% e 10%. Cfl-a e recorrência de macroalgas são indicadores de sintomas primários enquanto que as concentrações médias de OD, alterações na cobertura vegetal submersa e florações nocivas são indicadores secundários. Não foi encontrado na literatura episódios de florações de algas nocivas e/ou tóxicas para o ERT especificamente, porém Vieira (2016) mostrou que a maré vermelha na BSF é recorrente e pode estar aumentando. Apesar da baixa circulação da baía, foi assumido um grau mínimo de ocorrência de florações no ERT, em função das trocas que existem entre esses dois ambientes.

Resposta Futura

Para gerar os cenários futuros, o modelo prepondera as mudanças no lançamento de nutrientes para o ambiente costeiro com as ações de mitigação, como tratamento de esgoto, mitigação do uso e ocupação do solo (ex. atividades agrícolas ou não). Os cenários são classificados em: melhoria alta, melhoria baixa, sem mudança, piora baixa e piora alta ao longo de 20 anos de intervalo (BRICKER; FERREIRA; SIMAS, 2003).

A metodologia do modelo é esquematizada conforme a figura 4.

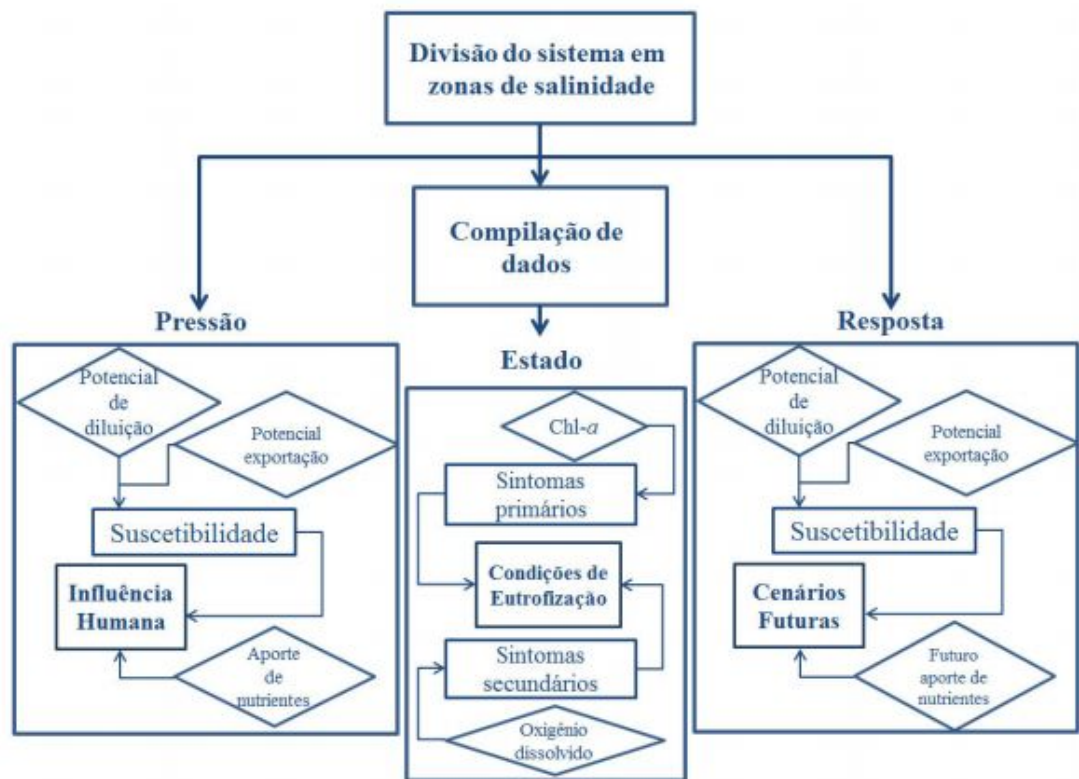


Figura 4: Metodologia e variáveis do modelo ASSETS. Adaptado de BRICKER et al., (2003). Fonte: Borges (2014).

Atualmente, o rio Tavares encontra-se degradado, forte urbanização nas margens, e com previsão de que as cargas pontuais e difusas no rio dobrem até 2050 (CASAN, 2013). Por isso, a modelagem do ASSETS foi feita para três situações, em todas sem pressão da agricultura, pois não houve registro expressivo dessa atividade, sendo mais significativa a pressão do aumento populacional segundo CASAN (2013).

A primeira situação retrata o cenário atual de não existência de tratamento de esgoto para o ERT. No cálculo da concentração de NID via efluente (ton/ano), as condições assumidas foram que 100% da bacia não têm nenhum tipo de tratamento de esgoto, a carga estimada a partir dos coeficientes de contribuição *per capita*, conforme McGlone et al. (2000) e considerando o número de 55.524 habitantes (CASAN, 2013) e a entrada de NID no ERT

via rio foi calculada a partir da média de 1992 a 2015, $99\mu\text{mol.L}^{-1}$. A segunda com tratamento de esgoto com 90% de eficiência de remoção de nutrientes e atendendo 81% da população das 44 UEPs do sul da ilha (CASAN, 2013), onde o valor via efluente foi calculado a partir dos valores de NID de saída da ETE, multiplicado pela vazão máxima (CASAN, 2013) e o valor via rio foi ajustado de 19% da média anterior (população não atendida pelo serviço sanitário) e a última considerando 60% de eficiência como situação crítica de baixo desenvolvimento operacional, com cálculos semelhantes para estimar as entradas de NID.

Nas tabelas 3, 4 e 5 estão resumidas as variáveis do modelo e condições assumidas:

Tabela 4: Sumário dos fatores do modelo aplicados em cada situação simulada.

Fatores	Condição atual	Com tratamento S/tratamento	Com tratamento 89 %	Com tratamento 60%
Pressão				
Área (km ²)	1,00	1,00	1,00	1,00
Salinidade	9,00	9,00	9,00	9,00
Nrio (μmol/L)	99,00	18,00	18,00	18,00
Nefluente (ton/ano)	222,00	124,00	124,00	187,00
Volume do rio (m ³ x10 ⁶)	1,00	1,00	1,00	1,00

Vazão do rio (m ³ .s ⁻¹)	12,00	12,00 e 212,0	12,00 e 212,0
Prisma maré (m)	1,00	1,00	1,00
Estratificação	Não	Não	Não

Tabela 5: Sintomas primários de pressão do modelo quanto à eutrofização

Sintoma Primário	Concentração	Distribuição Espacial	Frequência
Clorofila-a	11,00	Muito baixa	Episódica
Macroalgas	Problema Observado	-	Episódica

Tabela 6: Sintomas secundários de eutrofização.

Sintoma Secundário	Concentração	Duração	Frequência
OD	7,00	-	-
Algas Tóxicas	Problema Observado	Dias	Episódica
Vegetação sub.	Indeferida	Indeferida	Indeferida

O fluxograma (Fig. 5) abaixo resumem as etapas metodológicas desse projeto.

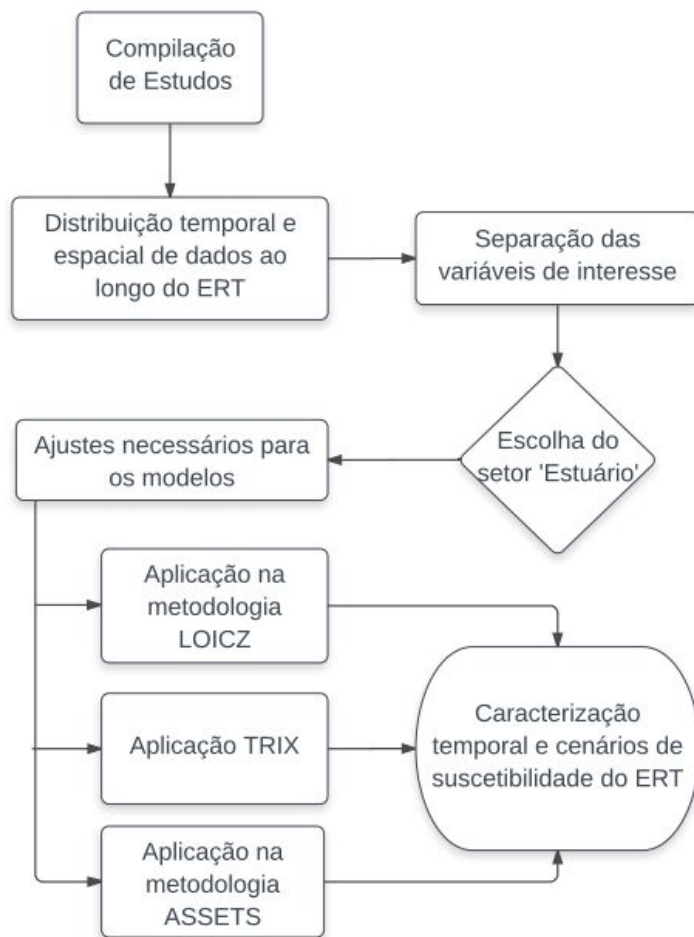


Figura 5: Resumo dos procedimentos adotados para aplicação de cada metodologia neste estudo.

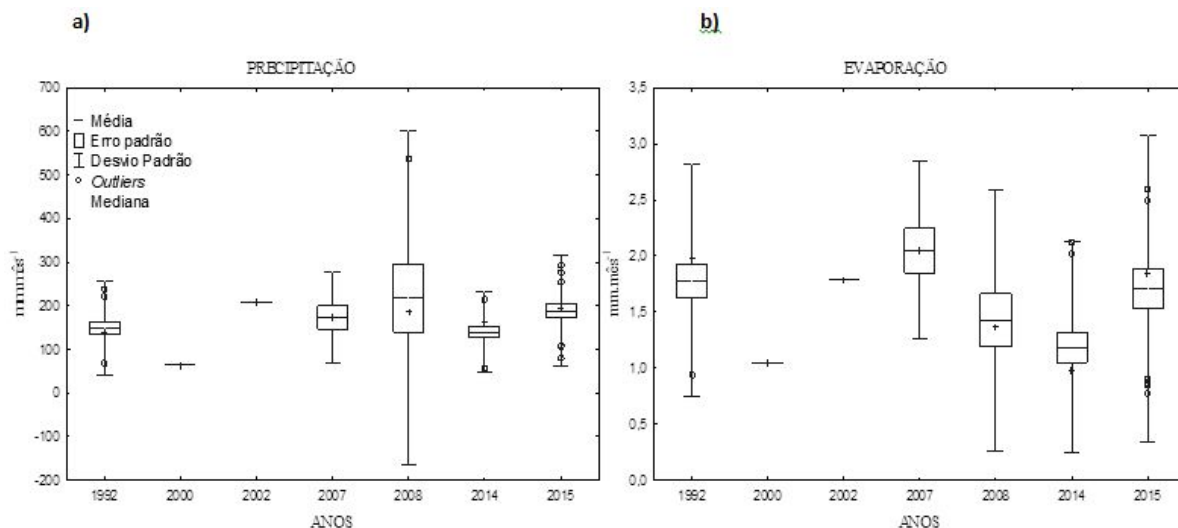
RESULTADOS

Os resultados apresentados serão referentes apenas à modelagem do LOICZ com os valores mínimos de nutrientes, já que não foi observado diferença no balanço não conservativo usando os valores mínimo, medianos e máximos. Todos os resultados do balanço de massa (mínimo) estão no apêndice 'A'.

Caracterização Física

As médias diárias de precipitação de 1992 a 2015 (Gráfico 1) foram abaixo da normal climatológica (anexo I). O valor máximo ocorreu em fevereiro de 2008, de 8,41 mm de chuva, ano que se apresentou atípico quando comparado aos outros. O menor valor ocorreu para junho de 2008, de 0,46 mm, sendo que os meses de junho e julho apresentaram valores de evaporação superiores ao de precipitação.

Gráfico 1: Representação dos volume médio de chuva mensal (a) e taxa de evaporação mensal (b) ao longo dos anos de estudo.



A salinidade variou de acordo com a condição da maré no momento das amostragens, na maré baixa variando de 0,0 (2008) a 16,0 (2007), já na maré alta os valores variaram de 0,0 (2015) a 32,0 (2007). \bar{S} observada entre os anos de 1992 e 2015 foi 9 ± 16 (Gráfico 2).

Gráfico 2: Variação da salinidade no ERT nos anos de 1992 a 2015.

O volume de chuva teve correlação negativa ($p < 0,05$) com o τ ($r = -0,84$) e com V_R ($r = -0,92$) e houve correlação positiva com V_X ($r = 0,61$). A salinidade apresentou correlação negativa ($p < 0,05$) com a maré ($R = -0,41$). Os movimentos de maré não apresentaram outra correlação a não ser essa com a salinidade.

Balço Conservativo

A principal fonte de água doce para o ERT foi V_Q , representando 99% do balanço hídrico. Resultado similar foi encontrado por Marone et al. (2005) na Baía de Paranaguá (PR) e por Cabral (2017) (em prep.) no Estuário do Rio da Madre (SC). As entradas no ERT foram maiores que a perda pela evaporação em todos os anos, portanto o balanço de massa foi positivo (Fig. 6) e o termo V_R indicou que em todos os anos o ERT é exportador de água, o valor médio foi de $-8,3 \times 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$.

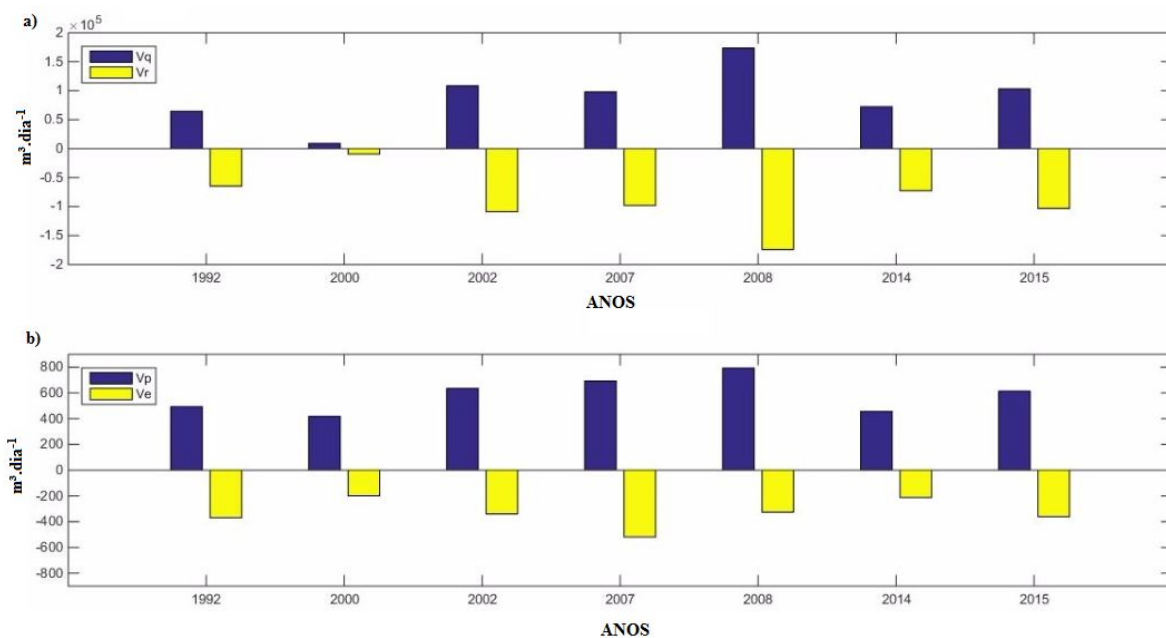


Figura 6: a) Valores médios por ano da entrada via rio e fluxo residual. b) Fluxos médios por anos das trocas via atmosfera.

O tempo de residência da água (τ) no ERT variou de 0,64 e 729,76 dias. No total, a mistura de água com a BSF foi capaz de diminuir em cerca de 55% o tempo de residência da água no sistema, em relação ao tempo de residência hidráulico. O máximo de eficiência desta mistura foi de 93%, observado em 2000, e o mínimo de 33% em 2015. A fig. 6 ilustra o resumo do balanço hídrico médio total para o ERT.

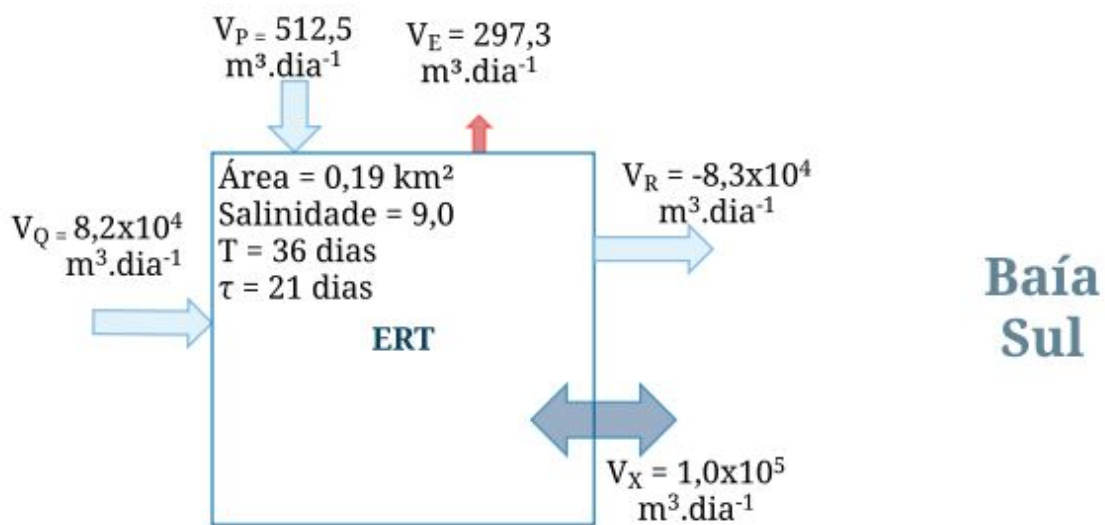


Figura 7: Ilustração do resultado médio das entradas e saídas do ERT.

Caracterização Química

Embora as condições óxicas do ERT estivessem de acordo com o limite das Resoluções CONAMA 357/2005 e 20/1986 ($OD > 5 \text{mg.L}^{-1}$ e $DBO > 3 \text{mg.L}^{-1}$) para águas salobras, houve eventos de hipóxia no ano de 2002, 2007 e 2014 como mostrado no gráfico 5.

Gráfico 3: Variação de OD entre 1992 e 2015.

As concentrações de nutrientes apresentaram grande variação temporal. Para PID o menor valor ocorreu em 2002 com concentração de 0,44 μM e o máximo encontrado foi 77 μM em 2008. O mínimo de NID foi 3,37 μM em 2007 e o máximo de 244,29 μM foi encontrado em 2014 (Fig. 8).

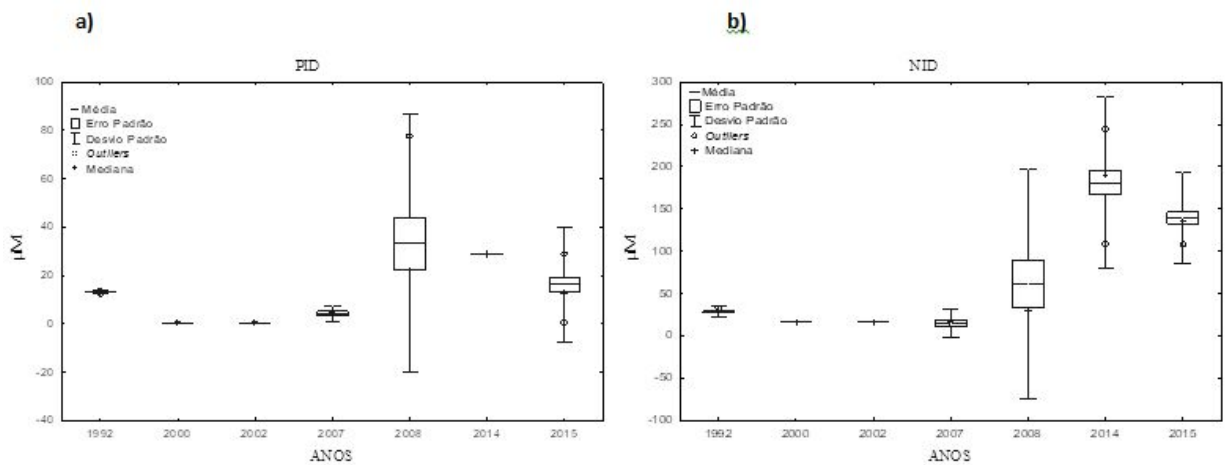


Figura 8: Representação das variações médias de PID (a) e NID (b) ao longo dos anos de estudo.

A razão N:P foi oscilante ao longo dos anos, a média de 11,6 indica que o ERT é mais limitado por nitrogênio, esse padrão se repetiu em 57,1% dos anos estudados (1992, 2007, 2008, 2014). A concentração de PID teve fraca correlação negativa com a salinidade ($p < 0,05$) ($r = -0,42$), enquanto que para NID correlação mais expressiva foi com a densidade populacional ($r = 0,68$). A correlação de Spearman para o OD e DBO não foi significativa ($p > 0,05$).

Balanço Não Conservativo

O Δ PID médio obtido foi positivo ($2,98 \times 10^5 \text{ mol.dia}^{-1}$), indicando que o ERT é um ambiente fonte de fósforo inorgânico dissolvido (Fig. 8).

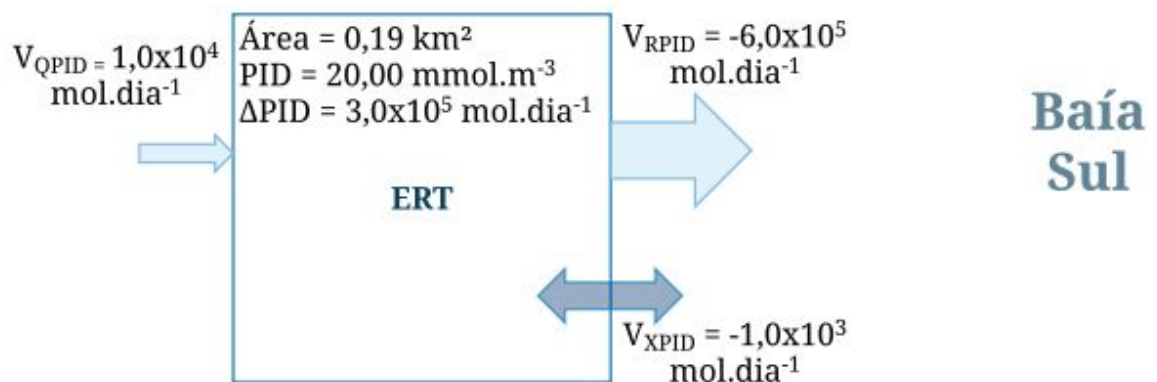


Figura 9: Ilustração do resultado médio dos fluxos de entrada e saída no ERT para PID.

Ao aplicar os valores de fluxo de PID aos de metabolismo do sistema, observa-se que o ERT foi heterotrófico ($p < r$) em quase todos os anos, com a média de $-3,10 \times 10^7 \text{ molC.dia}^{-1}$.

Entretanto, nos anos de 2000 e 2002, o sistema se comportou como sumidouro deste nutriente ($\Delta\text{PID} < 0$), CID ($p > r$) e o sistema foi caracterizado como autotrófico, ou seja, sumidouro de PID ($\Delta\text{PID} < 0$) (Gráficos 8). V_{RPID} contribuiu com 99% do balanço total de PID, com as exceções dos anos de 2000 e 2002.

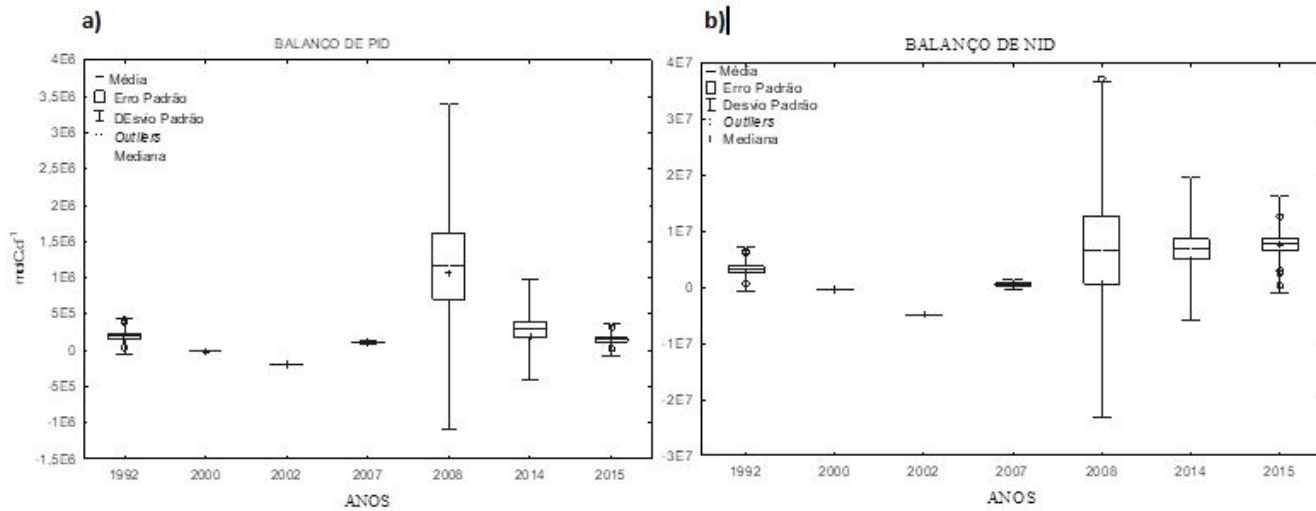


Figura 10: Representação do balanço de PID médio (a) e NID (b) ao longo dos anos estudados.

Os anos de 2000 e 2002 também se diferenciaram no ΔNID (Gráfico 7), fluxo total encontrado foi respectivamente $-4,07 \cdot 10^5$ e $-4,92 \cdot 10^6 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1}$, enquanto o balanço médio total foi de $5,34 \cdot 10^6$. A principal fonte de NID para o ERT foi via fluxo residual, o valor médio obtido $-6,05 \cdot 10^5 \text{ mol} \cdot \text{dia}^{-1}$ correspondendo a 99% do ΔNID

O valor médio absoluto do balanço N-denitrificação foi de $52,3 \cdot 10^5 \text{ molN} \cdot \text{dia}^{-1}$ N fixado. Entretanto para maior parte dos anos o balanço foi denitrificante.

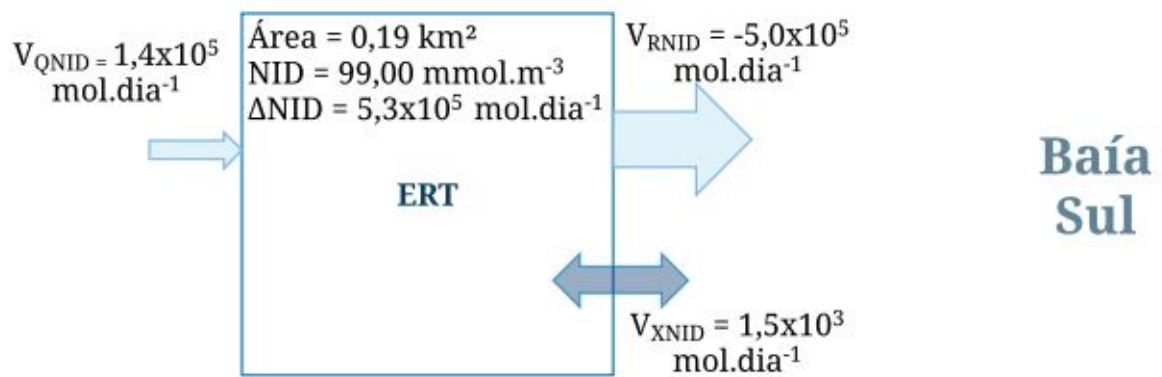


Figura 11: Ilustração do resultado médio total das entradas e saídas do ERT para NID.

A eficiência de mistura correlacionou-se inversamente ($p < 0,05$) com os Δ PID e Δ NID, ($r = -0,69$ e $r = -0,51$) e positivamente com o metabolismo líquido ($r = 0,68$), mas não com as taxas de desnitrificação e nitrificação. V_{RPID} e V_{RNID} ($r = -0,64$ e $r = -0,52$) correlacionaram-se com V_p . Os processos de desnitrificação e nitrificação tiveram correlação positiva ($p < 0,05$) apenas com as concentrações absolutas de NID (0,83) e com a razão N:P (0,94).

Termo dominante no ΔY	$V_R Y_R$	$V_O Y_O$	$V_O Y_O$	$V_R Y_R$	$V_R Y_R$	$V_R Y_R$	$V_R Y_R$
Metabo-lismo	H	A	A	H	H	H	H
Nobs-esp \pm	D 22,53x10 ⁵	D 17,3x10 ⁵	D 6,74x10 ⁵	D 11,95x10 ⁵	D 137,94x10 ⁵	N 58,46x10 ⁵	N 53,5x10 ⁵
N:P \pm	2,16 0,20	36,54	36,74	3,34 1,99	3,94 4,18	6,27 1,76	25,56 55,62

Estado Trófico

Na maior parte dos anos o ERT é classificado de mesotrófico a eutrófico, exceto em 2000 que o estado trófico foi oligotrófico por causa da baixa concentração de PID reportada por Pagliosa (2004). Na tabela 6 está descrito a caracterização temporal do TRIX:

Tabela 8: Classificações do estado trófico do ERT ao longo dos anos de 1992 a 2015.

ANOS	CLASSIFICAÇÃO TRIX	ESTADO TRÓFICO
1992	5,76	Mesotrófico/ Eutrófico
2000	3,18	Oligotrófico
2002	5,00	Mesotrófico

2007	4,82	Mesotrófico
2008	6,30	Eutrófico
2014	7,10	Eutrófico
2015	6,30	Eutrófico

Além disso, a média de coliformes fecais encontradas foi de 13.427(NMP/100ml), 5 vezes acima do valor permitido pela resolução 357 do CONAMA, para águas salobras. O valor mínimo encontrado foi de 350 em 2007 e o máximo foi de 77.000(NMP/100m) em 2014. Essa variável não apresentou correlação ($p>0,05$) com nenhuma variável deste estudo.

Modelo Assets

O potencial de exportação do ERT foi, respectivamente, de $1,2 \times 10^{-5}$ e $2,12 \times 10^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, para o cenário atual e depois da instalação da ETE. Ambos foram considerados baixos para o modelo. Já o potencial de diluição encontrado foi de $1,00 \times 10^{-6} \text{ m}^3$, para este estudo foi considerado moderado, devido à homogeneidade da coluna d'água. A combinação do potencial de exportação com o de diluição mostra que o ambiente é altamente suscetível às entradas de nutrientes (BORGES, 2014).

O resultado do ASSETS indicou que sem o tratamento de esgoto na BHRT a tendência é o ambiente ter uma piora alta. Entretanto, não foi observado diferença entre os resultados com o funcionamento da ETE em eficiência de 90% e 60%, não haverá mudança de cenário nos próximos 20 anos para as duas situações.

Tabela 9: Resultados do ASSETS para as 3 situações

	Sem tratamento (situação autal)	Com tratamento 90 %	Com tratamento 60%
Suscetibilidade	Alta	Alta	Alta
Entrada nutrientes	Alta	Alta	Alta
Diluição	Baixo	Baixo	Baixo
Dispersão	Baixo	Baixo	Baixo
Sintomas primários	-	-	-
Sintomas Secundários	-	-	-
Mudanças Futuras	Piora Alta	Sem mudança	Sem mudança

DISCUSSÃO

As concentrações médias de coliformes fecais, de PID e de NID encontradas no estuário indicam a contaminação das águas por esgoto doméstico no ERT, relato já indicado no estudo de Schettini et al. (2000). Elas estiveram acima do limite estabelecido pela legislação ambiental brasileira (Resolução CONAMA 357/2005), em aproximadamente 9 vezes para PID e 2 vezes para NID. Sendo que as máximas de PID e NID encontradas foram 40 e 4 vezes maiores que o limite, esses máximos ocorreram em salinidade de 0,00 e 0,50 respectivamente. A baixa salinidade não favoreceu que ocorresse a floculação salina, um processo eficiente de diluição que já foi mostrado ser importante para outros estuários de Florianópolis, como por Rodrigues (2016) no estuário do rio Ratoles e por Silva et al. (2016) no Papaquara. Em 2014, o valor máximo de NID esteve associado à hipóxia ($1,85\text{mg.L}^{-1}$), o que sugere o consumo do

oxigênio para mineralização da matéria orgânica e, conseqüente liberação de nutrientes para coluna d'água (KNOPPERS et al., 2004). Mesmo com uma grande diferença de escala espacial, o estudo dos Aguiar, Baptista Neto e Rangel (2011) nos riachos da Baía de Guanabara, em 2008, obteve valor máximo de PID semelhantes ao do ERT, de 78.23 μM .

No ano de 2008 também foram encontradas taxas de evaporação maiores que as de precipitação na região do ERT, acarretando nos maiores tempos de retenção. Quando se tem um alto tempo de residência da água predominam processos de decomposição da matéria orgânica adsorvida no sedimento, onde ocorre consumo de OD e os nutrientes são biodisponibilizados aos produtores na coluna d'água (MADRON et al., 2003). Contudo, no mesmo ano também foi registrado volume pluviométrico acima da normal climatológica, resultando no maior fluxo residual para BSF. Melo, Martins, Franco (1997) descreveram a existência de um anti-nó associado a uma onda estacionária na região central da baía, o que causa menor hidrodinâmica local e a torna propensa a reter matéria em seu interior e como já citado, os registros de maré vermelha na BSF são recorrentes. O somatório dessas condições expõe a fragilidade desse sistema quanto a ser um corpo receptor de alta carga orgânica e de nutrientes. De acordo com a administração da RESEX do Pirajubaé, existe a possibilidade do efluente tratado da ETE-Campeche ser lançado diretamente na BSF, o que poderá elevar as frequências de florações algais e o grau de eutrofização do sistema que já apresentou estado hipertrófico (FONSECA, 2008).

O estado trófico do ERT foi classificado como meso à eutrófico TRIX (5-6), o que pode favorecer uma produtividade moderada à alta. Uma explicação plausível para ter se observado taxa de produtividade moderada, que é um sintoma primário da eutrofização, seria a pouca disponibilidade de luz na coluna d'água, devido à turbidez elevada que reduz a eficiência da

produtividade primária (CLOERN, 1999). Além disto, o baixo tempo de retenção da água no sistema ($\tau = 4$ dias, desconsiderando o evento atípico de 2008), implica em renovação mais rápida das águas e exportação de carga de nutrientes para o sistema adjacente, o que ajuda a minimizar o impacto dos efluentes domésticos no interior do sistema (CLOERN, 2001; BRICKER et. al., 2008). Cloern (2001) observou que a resposta algal quanto ao incremento de nutrientes é variável e depende não somente da assimilação, mas, bem como de qual é a fonte de nutrientes. Condições tróficas semelhantes foram reportadas por Silva et al, 2016 para a parte externa do rio Papaquara durante o pré-verão e também por Cotovicz Junior et al., 2012 para Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú- Manguaba.

O balanço positivo dos nutrientes observados com maior frequência no ERT aponta que, além deste sistema receber elevadas cargas destes elementos, o estuário é importante fonte de NID e PID via respiração. O ERT apresentou-se como heterotrófico em quase todas as medidas observadas, ou seja, este sistema funciona como fonte de CO_2 para atmosfera e de nutrientes para o sistema adjacente. As taxas de exportação de PID foram em média 614 vezes maiores que a entrada contabilizada pelo rio e as de NID 660. Portanto, pode se deduzir que além da ciclagem do nutriente no interior do sistema, as entradas consideradas neste estudo subestimaram as entradas difusas, principalmente pela entrada de matéria orgânica.

As fontes de matéria orgânica possíveis para a região são: a) os efluentes dos esgotos domésticos, considerando que na região o sistema de coleta e tratamento é inexistente e que a contribuição *per capita* pode ser de até 4kgN e 1kgP (DIEGO-MCGLONE, SMITH, NICOLAS, 2000) e 19,71kgDBO por ano (VON SPEERLING 1996) ; b) o manguezal, Caruso Junior e Awdziej (1993) mostraram que as regiões adjacentes às margens do rio Tavares formam depósitos de manguezais ricos em matéria orgânica e segundo Oliveira

(2001) a porcentagem de matéria orgânica nos sedimentos do manguezal é de 8 a 15%; c) trocas com o compartimento sedimentológico, Pagliosa (2004) mostrou que o sedimento é um importante sítio de adsorção de PID no ERT, retendo 50% da mesmo.

Apesar dos sintomas secundários para o estuário não terem sido indicados na modelagem do ASSETS, nas três situações de simulação, os fatores de pressão acarretaram em alta suscetibilidade do ERT. Isto pode ser uma resposta ao pequeno porte do rio devido à combinação das características físicas do volume e zona de mistura os quais estavam superestimados no modelo já que a zona de mistura do rio Tavares é 2 vezes menor que o indicado no modelo e seu volume menor em 5 vezes. Além da baixa vazão e do regime de micro-maré, conforme Borges (2014). Mesmo com a instalação da ETE-Campeche, não houve mudança de cenário para os próximos 20 anos quanto à perspectiva atual, principalmente porque o fator de entrada de NID continuou sendo classificado pelo ASSETS como alto. Como houve mudança de cenário com a instalação da ETE não foi possível inferir qual o efeito poderá ocorrer com a transposição de bacias.

CONCLUSÃO

Pela análise do estado trófico durante o período estudado, o ERT encontra-se sobre processos de eutrofização, com alto grau de suscetibilidade e altas taxas de exportação. Os resultados para o ERT foram semelhantes a ambientes com escala espacial muito maiores, como o Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú- Manguaba (AL) e riachos na Baía de Guanabara.

O estuário foi caracterizado como exportador tanto de água quanto de nutrientes pelo LOICZ , mesmo que com baixo potencial de exportação como encontrado pelo ASSETS, os impactos causados pelo aporte de nutrientes e matéria orgânica serão mais intensos na região central BSF, pela característica natural de reter material, prejudicando a economia do principal setor aquícola do Brasil.

Destaca-se a necessidade de atenção especial dos órgãos gestores para o controle de uso e ocupação da bacia, visto que, é comprovada a inexistência de um sistema de saneamento básico na região e que os impactos antrópicos tendem a aumentar devido à expansão urbana desordenada, ausência de infraestrutura adequada e ao planejamento urbano ineficiente.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, V. M. C; BAPTISTA NETO, J. A; RANGEL, C. M.. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. **Marine Pollution**

Bulletin, [s.l.], v. 62, n. 8, p.1915-1919, ago. 2011. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.035>.

ALLAN, J. D., 1996, **Stream ecology: structure and function of running waters**. Chapman & Hall, New York, 388p.

ALLAN, D. J.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. Netherlands, Springer, 2ed 2007. 436 p.

ARAÚJO, N. B; ROCHA, A. A. **Contribuição ao estudo da qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio Tavares: poluição orgânica, Florianópolis – Santa Catarina**. 126f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro de Filosofia e Ciências Humanas, 1993.

BIANCHI, T. S. **Biogeochemistry of estuaries**. New York, Oxford. 2007. 706 p.

BORGES, P. S. P.. **Índices e modelos biogeoquímicos para definição do estado trófico, suscetibilidade à eutrofização e metabolismo do estuário do Paraíba do Sul, RJ**. 2014. 143 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós – Graduação em Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2014.

BRAGA, E. S.; BONETTI, C.; BURONE, L., BONETTI, J. **Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista Estuarine System – Brazil**. *Marine Pollution Bulletin* , 40(2):165-173., 2000.

BRANDINI, N. 2008. **Biogeoquímica da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil: origem, metabolismo, balanço de massa e destino da matéria biogênica**. Tese de Doutorado, Pós-graduação em Geociências, Universidade Federal Fluminense, RJ. 250p.

BRICKER, S.B; FERREIRA, J.G; SIMAS, T. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological Modelling**, [s.l.], v. 169, n. 1, p.39-60, nov. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800\(03\)00199-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(03)00199-6).

BRICKER, S.B.; LONGSTAFF, B.; DENNISON, W.; JONES, A.; BOICOURT, K.; WICKS, C.; WOERNER, J. 2008. **Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change.** Harmful Algae. 8(1): 21-32.

CARUSO JR.; AWDZIEJ, J..1993. **Mapa geológico da ilha de Santa Catarina - Escala 1:100.000.** UFRGS, DNPM, PETROBRÁS.

CLOERN, James E.. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. **Aquatic Ecology**, [s.l.], v.33, n.1, p.3-15, 1999. SpringerNature. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1009952125558>.

CLOERN, J. E.. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**. California, p. 223-253. jan. 2001. Disponível em: <<http://www.int-res.com/articles/meps/210/m210p223.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2017.

CLOERN, J.; ABREU, P. C.; CARSTENSEN, J.; CHAUVAUD, L.; ELMGREN, R.; GRALL, J.; GREENING, H.; JOHANSSON, J. O. R.; KAHRU, M.; SHERWOOD, E. T.; XU, J.; YIN, K.. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. **Global Change Biology** v.22, p. 513–529, 2016.

COMPANHIA CATARINENSE DE ÁGUAS E SANEAMENTO – CASAN, CONSÓRCIO CATARINA SAN. **ESTUDO AMBIENTAL BACIA DO RIO TAVARES, FLORIANÓPOLIS/SC**, 2013.

CRUZ, O. 1998. **A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo; um estudo de geomorfologia costeira**. Florianópolis, Editora da UFSC. 276p

DIEGO-MCGLONE, M. L. S.; SMITH, S. V.; NICOLAS, V. F.. Stoichiometric Interpretations of C:N:P Ratios in Organic Waste Materials. **Marine Pollution Bulletin**, [s.i], v. 40, n. 4, p.325-330, 2000.

EPAGRI, **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina 2012-2013**, Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de SC , Florianópolis, (2013), p 178.

FONSECA, A. 2008. **Uma Estimativa Do Balanço De Fósforo E Nitrogênio Na Baía Da Ilha De Santa Catarina E Suas Implicações No Metabolismo E No Processo De Eutrofização Do Ecossistema**. Trabalho Apresentado Como Requisito Para O Concurso Público - Professor Adjunto - Da Universidade Federal De Santa Catarina. 33p.

FUZINATTO, C. F.. **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS LOCALIZADOS NA ILHA DE SANTA CATARINA UTILIZANDO PARÂMETROS TOXICOLÓGICOS E O ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUA**. 2009. 245 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009. Disponível em: <https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/1545034/mod_resource/content/1/265487

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS LOCALIZADOS NA ILHA DE SANTA CATARINA.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2017.

GARBOSSA, L. H.P.; VANZ, A.; FERNANDES, L.; VENTURA, R. S.; VIANNA, L. F.; RUPP, G.. **MODELLING AND VALIDATION OF THE SANTA CATARINA ISLAND BAYS HYDRODYNAMICS BASED ON ASTRONOMIC TIDES AND MEASURED TIDES**. 11th International Conference on Hydroinformatics HIC 2014, New York City, USA. 18 p, 2014.

GARBOSSA, L. H. P. et al. Thermotolerant coliform loadings to coastal areas of Santa Catarina (Brazil) evidence the effect of growing urbanisation and insufficient provision of sewerage infrastructure. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 189, n. 1, p. [S.I.], 20 dez. 2016. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5742-0>.

GESAMP. A sea of troubles. **GESAMP Reports and Studies**, nº 70, p 1-35, 2001.

IBGE. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. IBGE, Diretoria de Geociências. - Rio de Janeiro: IBGE, 2011a, 179 p.

GORDON JR., D.C.; BOUDREAU, P.R.; MANN, K.H.; ONG, J.-E.; SILVERT, W.L.; SMITH, S.V.; WATTAYAKORN, G.; WULFF, F.; YANAGI, T. 1996. **LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines**. LOICZ Reports & Studies. 5: 1-96.

HAGGARD, B. E.; STANLEY, E. H.; STORM, D. E.. **Nutrient retention in a point-source-enriched stream**. Journal of the North American Benthological Society, v. 24, n. 1, p. 29-47, 2005.

HERRMANN, M. L. P.. **Problemas geoambientais da faixa central do litoral catarinense**. 1998. 307 f. Tese (Doutorado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas (FFLCH), Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 1998.

HOWARTH, R.W. et al. **Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences.** *Biogeochemistry*, [s.i], v. 35, n. 1, p.75-139, [s.I], 1996.

HOWARTH, R. W; SHARPLEY, A; WALKER, D. Sources of Nutrient Pollution to Coastal Waters in the United States: Implications for Achieving Coastal Water Quality Goals. **Estuaries.** [s.i], p. 656-756. ago. 2002.

PEREIRA FILHO, J.; RÖRIG, L.. Balanço de Massa para Nutrientes Inorgânicos (N e P) no Estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, [s.l.], v. 21, n. 1, p.168-187, 25 fev. 2016. Associação Brasileira de Recursos Hídricos - ABRH. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p168-187>.

KNOPPERS, B; MACHADO, E.C.; BRANDINI, N.; SOUZA, W.L. 2004. **Sediment, oxygen and nutrient fluxes in three estuarine systems of SE Brazil.** In: LACERDA, L.D.; SANTELLI, R.E.; DUURSMA, E.; ABRÃO, J.J. Facets of environmental geochemistry in tropical and subtropical environments. Springer Verlag, Berlin. 20: 1-22.

MADRON, X. D.; DENIS, L., DIAZ, F.; GARCIA, N.; GUIEU, C.; GRENZ, C., LOYEPILLOT, M., LUDWIG, W., MOUTIN, T., RAIMBAULT, P. & RIDAME, C. **Nutrients and carbon budgets for the Gulf of Lion during the Moogli cruises.** *Oceanologica Acta*, Volume 26, Issue 4 , Pages 421-433, 2003.

MPA, **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura**, Ministério da Pesca e Aquicultura, Brasília, (2013), p 60.

MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M. DE; KJERFVE, B. 2002. **Princípios de oceanografia física de estuários**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 411p.

MELO E., Martins R.P., Franco D., **Standing Wave Tide at Florianopolis Bay (Brazil) and its Influence on Bay Pollution**, Proc. Coastal Environment Management and Conservation, IFREMER, Bordeaux – France, Vol. 2, (1997), pp 143-151.

MONTAGNA, P. A.; PALMER, T. A.; POLLACK, J. B.. Hydrological change and estuarine dynamics. 94p, Springer 2003.

NIXON, S.W. 2009. **Eutrophication and the microscope. Eutrophication in Coastal Ecosystems**. 5–19.

OLIVEIRA, G.. **RANKING DO SANEAMENTO INSTITUTO TRATA BRASIL RESULTADOS COM BASE NO SNIS 2012**. São Paulo: 2014. 84 p. Disponível em: <<http://diariocatarinense.rbsdirect.com.br/pdf/16828850.pdf>>. Acesso em: 24 nov. 2016.

OLIVEIRA, C. P. L.. **Análise da Evolução temporal do Manguezal do Rio Tavares (Ilha de Santa Catarina, SC) Utilizando a Foto-interpretação**. 2001. 147 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

PAGLIOSA, P. R. **THE IMPACT OF URBANIZATION ON BIOSPHERE RESERVES: A COMPARATIVE STUDY OF PROTECTED AND NON-PROTECTED COASTAL AREAS**. UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION MAN AND THE BIOSFERE PROGRAMME YOUNG SCIENTIST RESEARCH AWARD. FINAL REPORT. 104 p., 2004.

PAGLIOSA, P. R., FONSECA, A.; BOSQUILHA, G. E.; BRAGA, E. S., BARBOSA, F.A. R. **Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and nonurbanized rivers in Southern Brazil.** *Marine Pollution, Bulletin* 50, 965–974, 2005.

PARIZOTTO, B. A. D. M.. **QUALIDADE DA ÁGUA E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE FORAMINÍFEROS BENTÔNICOS EM ESTUÁRIOS DAS BAÍAS NORTE E SUL DA ILHA DE SANTA CATARINA (BRASIL).** 2009. 265 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

Perez, A. B. A. (2015). **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DA ESTAÇÃO ECOLÓGICA CARIJÓS: DINÂMICA DO FÓSFORO NO RIO PAPAQUARA.** Relatório final do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade- PIBIC/ICMBio.

RODRIGUES, C. J.. **ÁGUAS DE CARIJÓS: PASSADO, PRESENTE, FUTURO E SEUS IMPACTOS.** 2016. 97 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Mestrado Profissional em Perícias Criminais Ambientais, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

SANTA CATARINA. Secretaria de Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Bacias hidrográficas de Santa Catarina: diagnostico geral.** Florianopolis: Instituto CEPA, 1997.

SCHETTINI, C.A.F.; PEREIRA F.; SPILLERE JURANDIR; SPILLERE LUCIANA. **Caracterização oceanográfica e biogeoquímica dos estuários dos Rios Tavares e**

Defuntos, Reserva Extrativista de Pirajubaé, Florianópolis, SC. Notas téc. FACIMAR, 4: 11-28, 2000.

SILVA, A.R.; FONSECA, A.L.D.; RODRIGUES, C.J.; BELTRAME, Â.V. 2016. **Application of ecological indicators in coastal watershed under high pressure during summer period.** RBRH. 21(3): 537–548.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS) 2013. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>.

SCHREIBER, P. 1904. **Über die Beziehungen zwischen dem Niederschlag und der Wasserführung der Flüsse in Mitteleuropa.** Meteorologische Zeitschrift. 21: 441-452.

TRATA BRASIL. **Saneamento, saúde, educação e turismo. O caso Santa Catarina.** Coordenação Marcelo Côrtes Neri. Rio de Janeiro: FGV/IBRE, CPS, 2008.

VIEIRA, D. T.. **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA SOBRE O FENÔMENO DAS MARÉS VERMELHAS NAS BAÍAS DA ILHA DE SANTA CATARINA, SUL DO BRASIL.** 2016. 67 f. Monografia (Especialização) - Curso de Engenharia de Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

VITOUSEK, P. M. et al. HUMAN ALTERATION OF THE GLOBAL NITROGEN CYCLE:SOURCES AND CONSEQUENCES. **Ecological Applications**, [s.i], v.3, n.7, p.737-750, 1997.

VOLLENWEIDER, R.A.; GIOVANARDI, F.; MONTANARI, G.; RINALDI, A. 1998. **Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special**

reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*. 9:329-357.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 238 p.

APÊNDICE A

Tabela 10: Metodologia de coleta e análise empregada por cada autor do período selecionado.

AUTOR	VARIÁVEL	AQUISIÇÃO DE DADOS	METODOLOGIA	MARÉ
Araújo (1993)	Salinidade Temperatura pH OD DBO Nutrientes Coliformes Fecais	Não informado o método de coleta.	Standard methods (1985)	Maré enchente Maré enchente e vazante
Schettini (2000)	Salinidade	CTD SensorData™ SD202		Ciclo completo de maré de sizígia

	Temperatura	Correntógrafo acústico Falmouth™ 3DACM©		
	pH	Sonda multiparâmetro Horiba™ U10		
	Nível do mar	Marégrafo de pressão RichardBrancker™ TG-205		
	Correntes	Correntógrafo acústico Falmouth™ 3DACM©		
	OD	Sonda multiparâmetro Horiba™ U10		
	Nutrientes	Não informado o método de coleta.	Strickland e Parsons (1972)	
Pagliosa (2004)	Salinidade	Aparelho Hach, mod. 50205, 0.01 de precisão		Maré vazante
	Temperatura	TDS Hach mod. 4460		
	pH	Aparelho Hach, mod. 50205, 0.01 de precisão		
	OD		Winkler (Grasshoff et al., 1983)	
	Clorofila	Filtro GF-52C Schleicher & Schuell	Strickland & Parsons (1972)	
	Nutrientes	Espectrofotômetro (modelo Bauch & Lomb)	Grasshoff et al., 1983	
Parizzoto (2007)	Salinidade			
	Temperatura	Sonda multiparâmetro YSI -556MPS, limite de detecção de 0,01		
	pH			
	OD			
	Clorofila	Extração em acetona 90% seguida por centrifugação e	AMINOT, 1983; PARSONS et al., 1984 adaptado por PARANHOS, 1996	Baixa mar e Prea mar

		leitura em método espectrofotométrico		
	Nutrientes		Colorimétrico Baumgarten et al. (1996) e Niencheski et al. (2006)	
	Coliformes Fecais	Bacteriological Analytical Manual (1984)		
Fuzinato (2008)	Salinidade	Salinômetro portátil, Biosystem®		
	Temperatura	Conduvímetero portátil		
	pH	pHmetro portátil		
	OD	Oxímetro portátil		
	DBO		Método Manométrico (APHA, 1998)	
	Nutrientes		Standard Methods 4500 (APHA, 1998).	Baixa mar de sizígia
Fuzinato (2008)	Coliformes Fecais		Substrato Cromogênico MUG-ONPG/Colilert®	
Casan (2013)	Salinidade			
	Temperatura			
	pH	Não especificado o método de coleta		
	OD			
	DBO			
	Nutrientes			
	Coliformes			
	Fecais			Maré enchente e maré vazante

Tabela 11: Resultados médios para o balanço conservativo (mínimo) por ano.

DADO		BALANÇO CONSERVATIVO						
		1992	2000	2002	2007	2008	2014	2015
VQ	\bar{x}	5,9E+04	9,1E+03	1,1E+05	7,3E+04	1,4E+05	6,6E+04	9,6E+04
	\pm	3,7E+04			3,7E+04	1,7E+05	3,8E+04	6,1E+04
VR		-5,9E+04	-9,3E+03	-1,1E+05	-7,4E+04	-1,5E+05	-6,7E+04	-9,6E+04
	\pm	3,7E+04			3,7E+04	1,7E+05	3,8E+04	6,1E+04
VP		4,5E+02	4,2E+02	6,4E+02	5,2E+02	6,6E+02	4,2E+02	5,7E+02
	\pm	1,6E+02			1,5E+02	5,8E+02	1,4E+02	1,9E+02
VE		3,4E+02	2,0E+02	3,4E+02	3,9E+02	2,7E+02	1,9E+02	3,4E+02
	\pm	9,8E+01			7,5E+01	1,1E+02	5,8E+01	1,2E+02
VX		1,1E+05	1,2E+05	1,0E+05	1,8E+05	7,3E+04	6,0E+04	1,2E+05
	\pm	7,0E+04			2,6E+05	8,6E+04	4,0E+04	7,3E+04

Tabela 12: Resultados médios do balanço de material não conservativo (mínimo) por ano.

		BALANÇO NÃO CONSERVATIVO						
DADO		1992	2000	2002	2007	2008	2014	2015
VQPID		7,E+02	4,E+04	4,E+05	4,E+02	2,E+03	1,E+03	5,E+02
	±	4,E+02			5,E+01	3,E+03	9,E+02	3,E+02
VRPID		-4,E+05	-3,E+03	-3,E+04	-2,E+05	-2,E+06	-6,E+05	-3,E+05
	±	2,E+05			2,E+04	2,E+06	7,E+05	2,E+05
VXPID		-1,E+03	-3,E+01	-3,E+01	-4,E+02	-2,E+03	-1,E+03	-6,E+02
	±	9,E+02			6,E+02	2,E+03	1,E+03	3,E+02
VQNID		1,E+03	5,E+05	6,E+06	3,E+03	1,E+04	2,E+04	2,E+04
	±	9,E+02			2,E+03	3,E+04	2,E+04	9,E+03
VRNID		-9,E+05	-8,E+04	-1,E+06	-5,E+05	-7,E+06	-7,E+06	-8,E+06
	±	6,E+05			5,E+05	1,E+07	6,E+06	4,E+06
VXNID		-3,E+03	-2,E+03	-1,E+03	-1,E+03	-6,E+03	-1,E+04	-2,E+04
	±	2,E+03			6,E+02	1,E+04	8,E+03	1,E+04

HIDRO		11	47	4	7	209	13	8
	±	9			4	453	17	7
TETA		4	3	2	3	135	7	3
	±	3			2	293	9	2
EFEITO MISTU-R	\bar{x}	7	44	2	4	75	6	5
A	±	6			2	161	8	6
DELTA PID	\cdot	2,E+05	-2,E+04	-2,E+05	1,E+05	1,E+06	3,E+05	1,E+05
	±	1,E+05			1,E+04	1,E+06	3,E+05	1,E+05
p-r		-2,E+07	2,E+06	2,E+07	-1,E+07	-1,E+08	-3,E+07	-2,E+07
	±	1,E+07			1,E+06	1,E+08	4,E+07	1,E+07
DELTA NID		3,E+06	-4,E+05	-5,E+06	5,E+05	7,E+06	7,E+06	8,E+06
	±	2,E+06			5,E+05	1,E+07	6,E+06	4,E+06
NFIX-ND EN		-2,E+06	-1,E+05	-2,E+06	-1,E+06	-1,E+07	2,E+06	5,E+06
	±	1,E+06			4,E+05	2,E+07	9,E+06	4,E+06

ANEXO

0	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	total
normal	176,2	197,7	188,3	96,6	96,9	75,2	94,6	92,5	126,8	126,0	129,1	146,2	1543,9
1992	243,3	138,1	240	36,4	200,2	69,5	143,6	122,6	64,6	36,1	136,3	50,1	1480
1993	247,2	206	136,9	122,9	105	69,3	185,6	12,7	229,4	123,6	23,2	182	1643
1994	111,7	438,4	244	133,6	221,9	82,2	117,8	12,6	18,4	109,2	134,5	231,3	1855,6
1995	367,6	247,2	239,3	36,4	5,7	103,8	56	60,2	106,2	138,2	115,8	563,2	2039,6
1996	206,8	247,7	249,7	49,7	142,6	153,8	108,9	91,6	222,9	103,3	62,3	163,7	1803
1997	625	227	50	109,5	46,7	38,2	87,1	55,9	181,9	339	233,6	180	2174
1998	305,6	186,3	135,7	155,6	72,6	79,2	90,1	226,3	255,7	147,7	131,6	114,7	1901
1999	260,9	218,3	75,9	94,1	51	116,5	161,5	27,7	89,4	230,1	231,3	94,3	1651
2002	229,9	116,4	117,2	207,4	88	35,8	98,8	110,6	86,5	173,8	133,6	180,8	1578
2003	113,5	78,2	126,1	75,4	46,3	84,2	23,3	10	109,8	111,3	108,5	255,9	1142,5
2004	375,3	196	207,8	127,8	204,2	92,5	83,1	28,5	127,8	134,7	130,1	260,6	1968,4
2005	211,9	238,1	134	164,3	202	31	76	163,6	307,1	202,7	89	90,6	1910
2006	183,2	174,2	67,8	68,1	49,2	35,2	41,4	56,5	44	95,9	242,4	83,7	1141
2007	87,3	140,1	213,7	41,2	142	6,9	174,3	89,7	137	147,8	102,8	141,4	1424
2008	354,9	436,8	243	207,8	71,9	68,6	8,9	60,7	230,4	286,5	614,9	304,5	2890
2009	216,7	141,8	219,6	314,2	81,8	33,9	114,9	127,8	219,1	100,7	121,3	112,5	1804
2010	223	174,1	267,2	123,5	443	85,4	96,2	67	156,4	134	156,3	114,7	2040
2011	296,4	284,8	284,9	52,3	111,8	81	125,1	371,9	256,6	79,7	87,5	228,1	2260
2012	353,5	73,7	110,4	80,7	118	140,8	162	60,7	64,2	107,4	103,4	86,8	1461,7
2013	92,6	197,2	324,9	167,2	54	121,4	91,9	130,6	224,4	65,7	107,9	90,9	1668
2014	201,8	124,7	129	106,1	85,5	245,2	55,3	90,2	153,3	138,9	93	179,3	1602

Figura 12: Valores da normal climatológica para chuva dos anos de 1992 a 2015. Em destaque nos círculos vermelhos são os valores anômalos acima da normal. Fonte: Moreira (em prep.)