

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
BÁRBARA PEREIRA

**LAGUNAS E LAGOS COSTEIROS: CARACTERÍSTICAS BIOGEOQUÍMICAS
ASSOCIADAS À CONECTIVIDADE COM O MAR.**

Florianópolis
2017

BÁRBARA PEREIRA

**LAGUNAS E LAGOS COSTEIROS: CARACTERÍSTICAS BIOGEOQUÍMICAS
ASSOCIADAS À CONECTIVIDADE COM O MAR.**

Trabalho de Conclusão do Curso de Bacharelado em
Oceanografia da Universidade Federal de Santa
Catarina.

Professora orientadora: Dr^a. Alessandra Fonseca.

**Florianópolis
2017**

Bárbara Pereira

**LAGUNAS E LAGOS COSTEIROS: CARACTERÍSTICAS BIOGEOQUÍMICAS
ASSOCIADAS À CONECTIVIDADE COM O MAR.**

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, novembro de 2017

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

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

Banca Examinadora:

Prof.^a Maria Luiza Schmitd Fontes, Dr.^a
University of Technology Sydney

Prof.º Nei Kavaguichi Leite, Dr.º
Universidade Federal de Santa Catarina

Dedico este trabalho ao meu avô,
Miguel Geraldino Mendes, que de onde
está sempre me deu forças para
alcançar meus objetivos.

AGRADECIMENTOS

Agradeço com muito carinho a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, em especial:

Aos meus pais, Braz e Josiane, por estarem sempre ao meu lado, me dando toda a estrutura necessária, me apoiando e me ajudando a seguir em frente perante os obstáculos.

Ao meu irmão, Jorge, por todo o carinho e amor incondicional, com seus sábios conselhos de criança sempre fazendo eu ver o mundo de uma forma mais leve.

À minha avó, Maria Goretti, por suas ligações diárias cheias de carinho e preocupação. E por suas orações por mim e pelos meus estudos.

Aos meus avôs, João e Matildes, por todo o apoio e por sempre valorizarem a educação.

Aos meus outros familiares que se fizeram presentes nessa jornada, em especial à minha tia Franciele (Tata) por sua amizade sincera, momentos de desabafos e de incentivo a acreditar no meu potencial.

Aos amigos que tanto me motivaram e me incentivaram, entre eles o pessoal do RXC por dividir experiências durante essa etapa da vida, pelas risadas e momentos de descontração. E todos aqueles que dedicaram um tempo para me ajudar nas correções do trabalho, com sugestões de literaturas, companhia durante as longas horas de leitura e escrita, na elaboração do meu mapa, etc.

A Júlia Bromer, por ser alguém com quem eu dividia as minhas angústias, pelas conversas descontraídas e pelos momentos de apoio.

Aos momentos de muito aprendizado no Laboratório de Biogeoquímica Marinha, compartilhados com várias pessoas, em especial à Gandra por ter sido uma ótima parceira de laboratório e alguém essencial no meu amadurecimento pessoal durante a graduação.

À minha orientadora, Alessandra Fonseca, por me orientar, compartilhar seu conhecimento e me dar à oportunidade de conhecer melhor esse “universo” tão dinâmico da biogeoquímica.

Aos membros da banca, Nei e Maria Luiza, por terem contribuído com o meu trabalho desde a etapa de projeto.

Por fim, a Deus, que permitiu que tudo isso acontecesse e colocou essas pessoas maravilhosas no meu caminho.

RESUMO

As lagunas e lagos costeiros são sistemas vulneráveis, que vem sofrendo os efeitos de impactos antropogênicos (KNOPPERS et al., 1999). Com isso, este estudo tem como objetivo analisar se a ausência/presença de conectividade desses sistemas com o mar causa variações nas características biogeoquímicas, relacionando também concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) e bacterioplâncton. Para isso, foram amostrados 15 locais na costa de Santa Catarina, Brasil. Os locais amostrados foram divididos em 3 tipos de sistemas: lagos costeiros, lagunas permanentemente conectadas com o mar e lagunas intermitentemente conectadas com o mar. Em fevereiro de 2011 foram coletados dados bióticos (bacterioplâncton autotrófico e heterotrófico, clorofila-*a*, feofitína-*a* e carbono orgânico dissolvido) e dados abióticos (temperatura, salinidade, condutividade, turbidez, zona eufótica, oxigênio dissolvido, pH, nitrogênio inorgânico dissolvido ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$) e fósforo inorgânico dissolvido). Foi aplicado um índice de estado trófico – TRIX aos dados, para observar o estado trófico desses sistemas. Os resultados mostram que a influencia marinha gera diferenças bióticas e abióticas nos sistemas. Um dos fatores é a presença de estratificação vertical em alguns sistemas que ocorre pela entrada de água marinha formando uma cunha salina na água de fundo, podendo, em alguns casos, resultar em anoxia/hipoxia. No presente estudo, a abertura da barra em sistemas não mostra uma melhora significativa na qualidade da água, tendo em vista que os sistemas abertos apresentaram alguns pontos com valores hipereutróficos para o TRIX. A concentração de COD não apresentou diferença entre os sistemas e esteve próximo das concentrações observadas em lagunas durante o verão, sugerindo que a concentração responde mais a sazonalidade do que a conexão do sistema com o mar. Já as bactérias dominaram nas lagunas (permanentes e intermitentes), sendo que as heterotróficas foram mais abundantes do que as autotróficas. A maior abundância de bactérias ocorreu nos sistemas com influência marinha, pois esses locais apresentam uma maior complexidade de nichos associada à maior heterogeneidade ambiental.

Palavras-chave: lagunas; lagos costeiros; estado trófico; nutrientes; COD; bacterioplâncton.

ABSTRACT

Lagoons and coastal lakes are vulnerable systems, which are suffering the effects of anthropogenic impacts (KNOPPERS et al., 1999). Therewith, the main objective of this study analyzes if the absence / presence of connectivity of these systems with sea causes variations in biogeochemical characteristics, relating also to Dissolved Organic Carbon (COD) and bacterioplankton. For that, 15 sites were sampled on Santa Catarina's coast, Brazil. The sites sampled were divided into 3 types of systems: coastal lakes, lagoons permanently connected to the sea and lagoons intermittently connected to the sea. In February 2011, were collected biotic data (autotrophic and heterotrophic bacterioplankton, chlorophyll-*a*, pheophytin-*a* and dissolved organic carbon) and abiotic data (temperature, salinity, conductivity, turbidity, euphotic zone, dissolved oxygen, pH, dissolved inorganic nitrogen $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ and dissolved inorganic phosphorus). A trophic state index - TRIX was applied into the data to observe the trophic state of these systems. The results showed that marine influence generates biotic and abiotic differences in the systems. One of the factors was the presence of vertical stratification in some systems that occurs by the entrance of marine water forming a wedge saline in the bottom water, and may in some cases result in anoxia / hypoxia. In the present study, the bar opening in systems does not show a significant improvement in water quality, considering that the open systems presented some points with hypereutrophic values for the TRIX. The COD concentration showed no difference between the systems and was close to the concentrations observed in the lagoons during the summer, suggesting that the concentration responds more to the seasonality than the connection of the system with sea. Bacteria dominated in the lagoons (permanent and intermittent), being that the heterotrophic ones were more abundantly than the autotrophic ones. The greatest abundance of bacteria occurred in systems with marine influence, because these sites presented a greater complexity of niches associated to the greater environmental heterogeneity.

Keywords: lagoons: coastal lakes; trophic state; nutrients; COD; bacterioplankton.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Auto - autotróficas

Bact - bactérias

C – *closed*

Cel – células

Clf-*a* – clorofila -*a*

COD – carbono orgânico dissolvido

Cond – condutividade

Hetero - heterotróficas

IC – *intermittently closed*

M - metros

NID – nitrogênio inorgânico dissolvido

O – *open*

OD – oxigênio dissolvido

PID- fósforo inorgânico dissolvido

Prof – profundidade

Temp – temperatura

TRIX – *Trophic Index*

Turb - turbidez

Zeu – zona eufótica

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 OBJETIVOS.....	13
1.1.1 Objetivo geral.....	13
1.1.2 Objetivos específicos	13
2 MATERIAIS E MÉTODOS	13
2.1 ÁREA DE ESTUDO	13
2.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES EM LABORATÓRIO	16
2.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO – TRIX	17
2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	18
4 RESULTADOS	19
4.1 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS.....	19
4.2 CARACTERÍSTICAS BIÓTICAS	21
5 DISCUSSÃO	25
6 CONCLUSÕES	31
7 RECOMENDAÇÕES FUTURAS	32
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32

1 INTRODUÇÃO

Lagunas são ambientes de interface e nelas ocorrem importantes processos de mistura da água continental e oceânica (KRUG; NOERNBERG, 2005). Os lagos costeiros são corpos d'água isolados nos cordões arenosos, sem uma ligação direta com o mar (SORIANO-SIERRA, 2014). O intemperismo continental, o aporte dos rios, ventos, marés e correntes litorâneas, somados às oscilações do nível do mar, favorecem a deposição desses cordões arenosos (DO AMARAL, 2011).

Netto e Fonseca (2017) assumem que as lagoas costeiras abertas e fechadas (lagunas e lagos costeiros, respectivamente) são dois estados de equilíbrio alternativos, e que as lagunas intermitentes são a fase de transição entre eles. Esses ambientes foram modelados por agentes físicos e de deposição de sedimentos provenientes da bacia hidrográfica costeira e do mar adjacente (ESTEVEVES, 2011). A ação de processos promove mudanças de longo prazo e de curto prazo nesses ecossistemas. A longo prazo (meses e anos) essas mudanças influenciam a conectividade com o mar, enquanto no curto prazo (ciclos de maré), afetam a quantidade de entrada de água marinha (NETTO; FONSECA, 2017).

Em uma escala global, esses sistemas margeiam cerca de 13% da zona costeira (NOWICKI & NIXON, 1985; KJERFVE, 1994; FONSECA, 2004) que vem sofrendo com uma forte ocupação antrópica. As atividades humanas, praticadas direta e indiretamente sobre a zona costeira, contribuem para o aumento de nutrientes na interface terra-mar e favorecem a proliferação excessiva de produtores primários na coluna d'água, acumulando matéria orgânica nos sedimentos e resultando na eutrofização (PEREIRA et al., 2015).

Os altos aportes de nitrogênio e fósforo provenientes de emissários de esgoto das cidades, instalações industriais e fertilizantes utilizados na agricultura estimulam o crescimento excessivo de organismos fitoplanctônicos, fitobentônicos e macrófitas aquáticas (KITSIOU; KARYDIS, 2011). Em estágios severos, a eutrofização pode levar a grandes florações de algas tóxicas e nocivas, crescimento de fungos e bactérias, depleção dos níveis de oxigênio dissolvido, e, conseqüentemente, alterar a estrutura e o funcionamento do ecossistema, com perdas e mudanças profundas na biodiversidade aquática podendo culminar em zonas mortas (CLOERN, 2001).

Para quantificar esse impacto existem modelos de estado trófico, como o TRIX descrito por Vollenweider et al. (1998), o qual utiliza dados de clorofila, saturação de oxigênio, nitrogênio e fósforo. Tais modelos servem como importantes ferramentas de

investigação para a proteção, monitoramento, previsão da suscetibilidade natural dos sistemas e gerenciamento costeiro (FERREIRA et al., 2007).

A disponibilidade de Carbono orgânico dissolvido está relacionada aos processos de eutrofização. Sendo que a decomposição de plantas e animais, bem como suas excreções disponibilizam o COD ao ambiente. Além disso, o COD pode ser classificado como de origem alóctone (trazido pelos rios, dutos pluviais, etc) ou autóctone (produzido no próprio sistema) (FINDLAY; SINSABAUGH, 2003). Segundo Ohle (1972) a concentração de COD está diretamente relacionada ao estado trófico de sistemas e ao tipo de influência a qual o mesmo está submetido. Ainda relacionado à eutrofização, existe o importante papel do bacterioplâncton nas reações biogeoquímicas, já que aceleram os processos naturais que ocorrem na coluna d'água (ESTEVES, 2011).

O bacterioplâncton além de ser decompositor e mineralizador da matéria orgânica (sink de matéria e energia), pode atuar como fonte de matéria e energia para os níveis tróficos superiores (DUCKLOW et al. 1982). Isso acontece quando a matéria orgânica dissolvida é incorporada à biomassa bacteriana através da produção secundária bacteriana o que é também chamado de alça microbiana (AZAM et al., 1983). Atualmente acredita-se que bactérias são responsáveis por grande parte do fluxo de carbono nos ecossistemas aquáticos (POMPÊO,1999).

Assim, espera-se que sistemas eutróficos possuam maiores valores de COD e bacterioplâncton por estarem em condições mais produtivas e, dessa forma, sistemas oligotróficos apresentariam menores concentrações, além de que os sistemas que possuem uma conectividade com o mar tenham um melhor estado trófico, associado à maior circulação da água como já descrito por outros autores (SCHALLENBERG et al. ,2010).

Porém, há uma carência de estudos que tratem desses sistemas costeiros, principalmente em Santa Catarina. Apenas a laguna da Conceição e a lagoa do Peri tem trabalhos realizados predominantemente, muitos dos sistemas estudados não haviam sido descritos biogeoquimicamente antes. Considerando que grande parte desses sistemas se encontra na parte sul do estado, que está em constante desenvolvimento, é importante trabalhos que caracterizem esses locais para servirem com *baseline* de dados pretéritos para estudos futuros.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Os objetivos do presente trabalho foram analisar se as variações nas características biogeoquímicas dos sistemas estudados estão relacionadas à intensidade da conectividade com o mar, podendo ser essa conectividade intermitente ou permanente. Objetivou-se também relacionar os dados obtidos com a quantidade de carbono orgânico dissolvido e o bacterioplâncton no sistema.

1.1.2 Objetivos específicos

- Avaliar como o grau de conexão com o mar interfere nas características biogeoquímicas dos ecossistemas ao longo da costa de Santa Catarina;
- Caracterizar o estado trófico das lagunas e lagos costeiros e ao longo da costa de Santa Catarina;
- Avaliar a disponibilidade de carbono orgânico dissolvido nos diferentes sistemas;
- Relacionar a diversidade e a abundância de bacterioplâncton com a disponibilidade de carbono e o nível trófico dos sistemas.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

As lagunas e lagos costeiros de Santa Catarina são ambientes recentes na escala geológica, algumas iniciaram a sua formação há 120 mil anos, como o Complexo Lagunar, enquanto outras foram isoladas do mar pelas barreiras arenosas entre 7 e 5 mil anos atrás, como a de Garopaba (FONSECA, 2014).

A região é classificada, segundo a classificação de Köppen (1900) – Cfa, como clima subtropical úmido. A temperatura média anual é em torno dos 20° C e a umidade relativa média do ar superior a 80% (MARTINS, 2016). A precipitação sofre uma redução nos volumes durante o período de outono e inverno, tendo uma oscilação média mensal entre 172,4 mm e 74,1 mm (CRUZ, 1998).

Visando avaliar a características biogeoquímicas de lagunas e lagos costeiros os locais estudados foram separados em três tipos de sistemas segundo a presença ou ausência de canal

e se o mesmo é permanentemente aberto ou intermitentemente aberto/fechado. Cada sistema com cinco áreas estudadas como já descrito por outros autores (NETTO; FONSECA, 2017):

- (O / open) - Lagunas permanentemente conectadas com o mar: Acaraí, Barra Velha, Camacho, Conceição e Complexo Lagunar.
- (IC / intermittenly closed) - Lagunas intermitentemente conectadas com o mar: Garopaba, Ibiraquera, Lagoinha do Leste, Ribeirão e Urussanga.
- (C / closed) - Lagos costeiros (sem conectividade com o mar): Arroio Corrente, Azul, Campo Bom, Faxinal e Peri.

Os lagos costeiros foram amostradas ao longo da costa de 430 km de Santa Catarina, sul do Brasil (Fig.1) e concentram-se principalmente nas porções central / sul da costa. Suas características gerais estão dispostas na tabela 1 a seguir:

Tabela 1: Descrição das áreas de estudo.

Nome	Tipo	Área (km ²)	Latitude	Longitude	Prof. mínima de coleta	Prof. máxima de coleta
Acaraí	O	3,3	26°16'	48°32'	1,5	7,9
Barra Velha	O	2,1	26°34'	48°40'	2,0	5,8
Camacho	O	35,6	28°35'	48°53'	0,4	0,9
Conceição	O	15,9	27°35'	48°26'	1,6	2,4
Complexo Lagunar	O	174,9	28°22'	48°49'	1,9	4,1
Garopaba	IC	4,7	28°3'	48°38'	0,5	1,0
Ibiraquera	IC	8,1	28°8'	48°40'	0,6	5,0
Lagoinha Do Leste	IC	0,08	27°46'	48°29'	0,5	2,0
Ribeirão	IC	1,5	27°56'	48°39'	0,6	2,1
Urussanga	IC	2,1	28°47'	49°13'	2,0	2,0
Arroio Corrente	C	0,9	28°41'	49°1'	7,0	11,0

Azul	C	1,1	28°57'	49°25'	2,8	3,2
Campo Bom	C	0,2	28°49'	49°4'	6,7	7,5
Faxinal	C	1,5	28°5'	49°16'	3,5	4,0
Peri	C	5,0	27°43'	48°31'	6,4	7,5

Fonte: Autor, 2017.

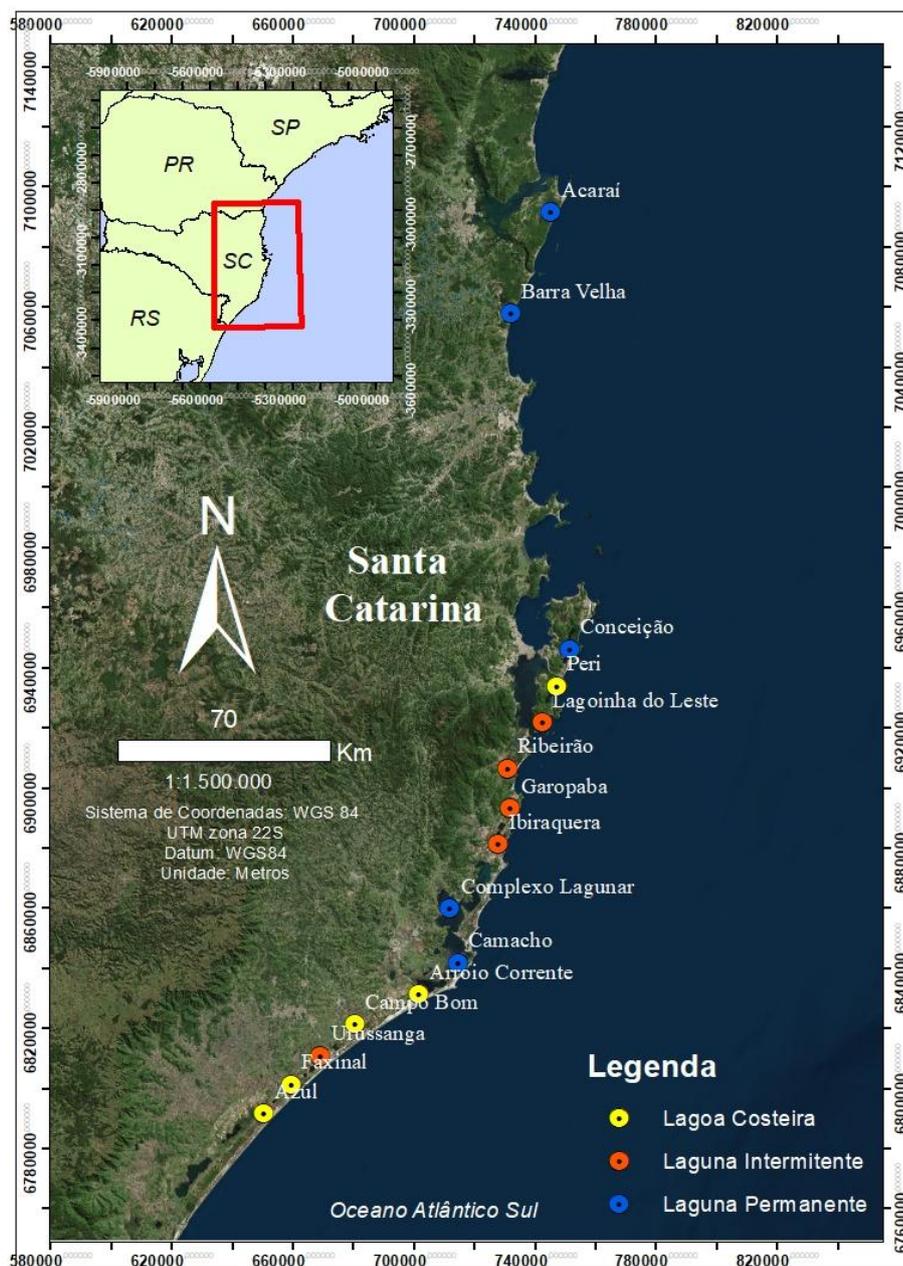


Figura 1: Mapa da área de estudo. Fonte: Mateus Martins.

2.2 AMOSTRAGEM E ANÁLISES EM LABORATÓRIO

As águas dos sistemas estudados foram amostradas em fevereiro de 2011, em três pontos amostrais e duas profundidades (sub-superfície e fundo). Foram estudados quatro amostras em cada área de estudo, totalizando vinte amostras por sistema. Foram avaliadas em cada amostra dados bióticos (bacterioplâncton autotrófico e heterotrófico, clorofila-*a*, feofitína-*a* e

carbono orgânico dissolvido) e dados abióticos (temperatura, salinidade, condutividade, turbidez, zona eufótica, oxigênio dissolvido, pH, nitrogênio inorgânico dissolvido (NH_4^+ + NO_3^-) e fósforo inorgânico dissolvido).

Os dados de temperatura, salinidade, turbidez, pH e oxigênio dissolvido foram medidos *in situ* utilizando respectivamente um termosalinômetro (YSI modelo EC 300), turbidímetro portátil (HACH COMPANY, modelo 2100P), pHmetro (SCHOTT, modelo HANDYLAB 1), condutivímetro e oxímetro (YSI modelo 55 - 5OFT). A zona eufótica foi calculada com a profundidade de desaparecimento do disco de secchi, como descrito por Margalef (1983).

As águas de sub-superfície e fundo foram amostradas com garrafa de Van Dorn e acondicionadas em garrafas de polietileno colocadas no gelo até posterior congelamento em laboratório. As amostras foram filtradas com microfiltros de fibra de vidro. O material retido no filtro foi utilizado para análise de clorofila-*a* e feofitína-*a* como descrito por Strickland e Parsons (1972) e o material dissolvido na amostra utilizado para análise de nutrientes inorgânicos dissolvidos (nitrato, nitrito, amônio, ortofosfato e silicato) segundo Grasshoff et al. (1999). O nitrogênio inorgânico dissolvido obtido a partir da soma de nitrato, nitrito e amônio.

Para o carbono orgânico dissolvido foi utilizado espectrofotometria de massa utilizando o TOC (FARMER; HANSELL, 2007) e para o bacterioplâncton foram utilizados dados de contagem de bactérias autotróficas e bactérias heterotróficas de citometria em fluxo. O índice vertical de estratificação térmica e salina foi estimado pela diferença entre os valores absolutos de temperatura e salinidade, respectivamente, encontrados nas águas de fundo e de sub-superfície.

2.3 ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO – TRIX

O índice trófico (TRIX - Trophic Index) é um índice utilizado para caracterizar estado trófico dos sistemas costeiros e foi aplicado segundo metodologia proposta por Vollenweider *et al.* (1998) utilizando-se:

- i) Fatores que expressam a produção primária pela Clorofila-*a*: [$\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$] e pelo oxigênio dissolvido, como desvio absoluto da saturação: [$\text{abs } |100-\%O| = \text{aD}\%O$];
- ii) Fatores nutricionais, utilizando a concentração do nitrogênio inorgânico dissolvido, estimado pela soma das concentrações ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) das diversas formas inorgânicas de N

($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$), e pela concentração ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$) de fósforo inorgânico dissolvido como P- PO_4 : [$\text{PO}_4 =$]. O TRIX foi calculado pela seguinte equação:

$$\text{TRIX} = (\text{Log}_{10} [\text{Chl} \times \text{aD}\% \text{O} \times \text{NID} \times \text{PID}] - k) / m$$

Onde, Chl é a concentração de clorofila- *a*; aD%O é o desvio absoluto da saturação de; NID é a concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido; PID é a concentração de fósforo inorgânico dissolvido; o coeficiente k é a soma dos limites mínimos das variáveis; e o m é o *range log* das variáveis (SILVA, 2016).

O índice varia de 0 a 10, com valores para condições ultra-oligotróficas (0-2), oligotróficas (2-4), mesotróficas (4-6), eutrólicas (6-8) e hipertrólicas (8-10).

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para as análises estatísticas os dados foram divididos entre bióticos (clorofila-*a*, feofitína-*a*, COD, bacterioplâncton autotrófico, bacterioplâncton heterotrófico e TRIX) e abióticos (profundidade, zona eufótica, oxigênio dissolvido, salinidade, temperatura, pH, turbidez, ortofosfato, silicato, nutrientes nitrogenados, razão NP).

Aplicou-se a análise de variância (ANOVA) unifatorial entre os sistemas gerada pelo Pacote GAD (Sandrini-Neto; Camargo 2014) do Programa R[®] versão 3.4.2 (R Core Team, 2015), para avaliar se há diferenças significativas ($p < 0,05$ ou 5%) de cada variável entre os sistemas avaliados. A homocedasticidade das amostras foi avaliada pelo teste Cochran's e o PostHoc pelo teste Student Newman Keuls. A análise de similaridade uni-fatorial ANOSIM gerada pelo *software* Primer 6[®] testou diferenças significativas entre os dados de cada sistema. Também foram feitas análises de escalonamento multidimensional (MDS) no *software* Primer 6[®] para os dados bióticos e abióticos para avaliar tendências de distribuição entre os sistemas e as variáveis estudadas. Os dados foram transformados por $\log(x+1)$ para atingir o pressuposto das análises. A correlação para cada tipo de sistema foi feita no *software* R[®] considerando o $R > 0,35$ como representativo. O mesmo *software* foi utilizado para gerar os blox plots para cada variável estudada. As concentrações de PID, oxigênio dissolvido e turbidez não foram aplicados a ANOVA pois não apresentaram homocedasticidade, mesmo após transformação dos dados.

4 RESULTADOS

4.1 CARACTERÍSTICAS ABIÓTICAS

Todos os sistemas apresentaram diferenças significativas em relação às variáveis abióticas mensuradas no presente estudo (ANOSIM, $p < 0.05$).

As maiores profundidades foram encontradas nos lagos costeiros (de 2,8 a 11 metros), seguidas das lagunas abertas (1,5 a 7,9 metros), sendo que as lagunas intermitentes apresentaram as menores profundidades (0,4 a 2,1 metros). Pela razão entre profundidade local e profundidade da zona fótica, observou-se que a zona eufótica atingiu o sedimento das lagunas intermitentes, enquanto que apenas alguns lagos e lagunas abertas apresentaram esta característica (Tabela 2). Os sistemas mais profundo são os que apresentaram uma maior zona eufótica, como a lagoa de Campo Bom cuja profundidade local foi de 11 metros e a zona eufótica de 6,21 metros. Isso acontece, pois, esses sistemas apresentaram menor turbidez, com o máximo de 10,6 NTU, enquanto os sistemas abertos tiveram o valor máximo de 99,35 NTU.

Tabela 2. Média \pm desvio padrão (N=60) das variáveis abióticas dos lagos costeiros (C), lagunas intermitentes (IC) e lagunas abertas (O) de SC. Resultado (F) do teste ($p < 0,05$) de ANOVA (Df - FD:2; Residual: 57) e PostHoc. x^a , x^b e x^c representam o resultado da ANOVA Amostragem: fevereiro de 2011.

	F	C	IC	O
Profundidade local (m)	26,209	6,0 \pm 2,5 ^a	1,3 \pm 1,4 ^b	3,8 \pm 2,1 ^c
Zona eufótica (m)	15,963	4,5 \pm 1,9 ^a	1,5 \pm 0,8 ^b	2,7 \pm 2,1 ^c
Profundidade/zona eufótica (m)	-	1,5 \pm 0,7	0,8 \pm 0,9	2,0 \pm 1,5
Turbidez (NTU)	-	4,0 \pm 2,0	21,2 \pm 23,6	24,3 \pm 26,3
Condutividade (μ S/cm)	-	81 \pm 21	10392 \pm 14071	16097 \pm 15719
Salinidade (PSU)	-	0,0 \pm 0,0	6,2 \pm 8,5	9,7 \pm 9,8
Índice estratificação salina (PSU)	-	0,0 \pm 0,0	1,9 \pm 2,2	7,7 \pm 10,0
Temperatura ($^{\circ}$ C)	8,488	27,4 \pm 2,1 ^a	28,0 \pm 1,7 ^a	25,9 \pm 1,1 ^b
Índice estratificação térmica ($^{\circ}$ C)	-	1,8 \pm 2,1	1,4 \pm 1,7	0,6 \pm 0,7
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	-	5,5 \pm 2,6	6,2 \pm 1,1	5,6 \pm 1,8
Potencial Hidrogeniônico (pH)	2,755	6,9 \pm 0,5 ^a	7,4 \pm 0,8 ^a	7,2 \pm 1,0 ^a

PID (μM)	-	$0,3 \pm 0,1$	$0,3 \pm 0,1$	$0,7 \pm 0,7$
NID (μM)	0,304	$37,2 \pm 29,5^a$	$28,6 \pm 41,5^a$	$31,8 \pm 33,3^a$
NH_4/NID (μM)	0,14	$0,7 \pm 0,3^a$	$0,7 \pm 0,3^a$	$0,7 \pm 0,3^a$
N/P	1,875	$137,5 \pm 123,7^a$	$120,9 \pm 229,5^a$	$55,4 \pm 43,9^a$

Fonte: Autor, 2017.

Os lagos costeiros como esperado tiveram salinidade igual a zero, e a condutividade variou de 63,4 a 163,4. As lagunas intermitentes apresentaram salinidade entre 0,1 e 27,7 PSU. Os maiores valores foram observados na laguna de Ibiraquera (19,1 a 27,7 PSU), as demais lagunas intermitentes apresentaram salinidade igual ou menor que 6,1 PSU. As salinidades das lagunas abertas tiveram valores entre 0,1 e 31,8 PSU, com os máximos nas águas de fundo na Conceição e os menores valores corresponderam às áreas mais internas, onde tem menor influência da água marinha.

Todos os sistemas apresentaram pelo menos um ponto com estratificação térmica e os sistemas abertos e os intermitentes apresentaram também estratificação salina. No caso dos lagos costeiros, a estratificação térmica ocorreu em pontos com elevada profundidade, como observado na lagoa de Arroio Corrente (11 metros) e na lagoa de Campo Bom (7,5 metros), locais onde a zona eufótica não chegou até o sedimento e a temperatura na água de sub-superfície e fundo variou $2,1^\circ\text{C}$ e $5,4^\circ\text{C}$ respectivamente. As estratificações térmicas e salinas foram observadas nas lagunas (permanentes e intermitentes) em locais próximos ao canal da barra, onde a entrada de água marinha ocasiona uma cunha salina no fundo, que não mistura com a camada superior.

Dois lagos costeiros (Arroio Corrente e Campo bom) e lagunas (Barra Velha e Conceição) apresentaram hipoxia ou anoxia na água de fundo, caracterizada pela concentração de oxigênio (OD) $<$ a 2mg.L^{-1} . Essa condição ocorreu em águas que apresentaram estratificação salina. Não foi observado esta condição em nenhum sistema lacustre, cuja concentração de OD variou de 3,2 a 8,2 mg/L (Tabela 1).

Associada às baixas concentrações de oxigênio observou-se baixos valores de pH nas lagunas, como é o caso da Conceição que apresentou pH igual a 4,88. O mínimo de pH, de 4,60 foi observado na laguna Acaraí (aberta) em condições com elevada concentração de ácido húmico, visível pela coloração de chá da água e pela elevada concentração de carbono orgânico dissolvido (COD).

As concentrações de PID variaram de 0,16 μM (na água superficial da lagoa Azul) a 3,22 μM (na água de fundo da laguna aberta Barra Velha). O máximo de PID ocorreu com amostra cuja concentração de oxigênio foi baixa, de 2,21 mg.L^{-1} . Os sistemas fechados e intermitentes apresentaram concentração de $0,3 \pm 0,1 \mu\text{M}$ e nas lagunas abertas esta foi de $0,7 \pm 0,7 \mu\text{M}$ (Tabela 2).

Não se observou diferenças ($p > 0,05$) nas concentrações de nitrato, amônio e NID e na razão NP entre os sistemas estudados (Tabela 1). A concentração de NID variaram de $28,6 \pm 41,5 \mu\text{M}$ (lagunas intermitentes) a $37,2 \pm 29,5 \mu\text{M}$ nos lagos fechadas. A fração reduzida de N, o amônio, representou $70 \pm 30 \%$ do NID em quase todos os sistemas (Tabela 2). A laguna da Ibiriquera foi o único sistema que apresentou domínio de NO_3 . A razão N/P indicou que a produção primária dos sistemas foi limitada por fósforo em quase todos os sistemas, variando de 19,1 (Acará - O) à 974,8 (Lagoinha do Leste – IC). A lagoa do Peri (N/P = 15 ± 11) e as lagunas intermitentes Garopaba (N/P = $14,8 \pm 4,3$) e Ibiriquera ($12,5 \pm 5,8$) apresentaram limitação por nitrogênio.

4.2 CARACTERÍSTICAS BIÓTICAS

Os lagos se apresentaram diferentes (ANOSIM, $p < 0,05$) dos sistemas lagunares ao considerar as características bióticas. Este mesmo resultado foi observado para a abundância das bactérias autotróficas e heterotróficas (ANOVA, $p < 0,05$), enquanto que a concentração de COD (μM) e de clorofila-*a* não apresentaram diferença ($p > 0,05$) significativa entre os sistemas.

A clorofila-*a* variou de $1,0 \pm 1,1 \text{ mg.m}^{-3}$ (IC) a $1,2 \pm 2,1 \text{ mg.m}^{-3}$ (O), a concentração de mínima de $0,00 \text{ mg.m}^{-3}$ foi observada na água de fundo das lagunas (IC) Garopaba, Ibiriquera e Ribeirão e a máxima ($7,6 \text{ mg.m}^{-3}$) ocorreu na água de fundo da laguna (O) Barra Velha. A razão clorofila-*a* e feofitina-*a* indicou que o pigmento degradado é que domina nos sistemas devido aos baixos valores (C e O = $0,2 \pm 0,5$; IC = $0,3 \pm 0,8$). A concentração de COD variou de $331,7 \pm 172,3 \mu\text{M}$ nos lagos a $523,1 \pm 503,7 \mu\text{M}$ nas lagunas IC, o valor máximo foi observado na laguna O de Acará (2320,4 μM) onde água apresenta coloração típica de elevado teor de ácido húmico, que é uma forma refratária de COD. O coeficiente de variação, feito dividindo o valor do desvio padrão pela média e multiplicando por 100, para a razão Clorofila-*a*/Feofitina-*a* tiveram valores próximos a 25% em todos os 3 sistemas.

As lagunas IC apresentaram características de ultraoligotrófica a eutrófica, em 5% e em 15% das amostras, respectivamente (Tabela 3). As lagunas O variaram de mesotróficas a

hipereutrífica, em 65% e 15% das amostras. Os resultados hipereutríficos do TRIX foram encontrados nas águas de fundo das lagunas abertas e lagos costeiros em locais com estratificação térmica e/ou salina. O TRIX das lagunas O e IC diferiram ($p < 0,05$) entre si (Tabela 3), mas ambas foram semelhantes aos lagos.

Tabela 3. Média \pm desvio padrão (N=60) das variáveis bióticas dos lagos costeiros (C), lagunas intermitentes (IC) e lagunas abertas (O) de SC. Resultado (F) do teste ($p < 0,05$) de ANOVA (Df - FD:2; Residual: 57) e PostHoc. x^a e x^b representam o resultado da ANOVA. Amostragem: fevereiro de 2011.

	F	C	IC	O
Clorofila- <i>a</i> (mg/m ³)	0,086	1,2 \pm 1,4 ^a	1,0 \pm 1,1 ^a	1,2 \pm 2,1 ^a
Feofitína- <i>a</i>	7,878	13,1 \pm 7,5 ^a	13,1 \pm 10,0 ^a	5,0 \pm 4,0 ^b
Clorofila- <i>a</i> /Feofitína- <i>a</i> (mg/m ³)	-	0,2 \pm 0,5	0,3 \pm 0,8	0,2 \pm 0,5
COD (μ M)	1,321	331,7 \pm 172,3 ^a	523,1 \pm 503, 7 ^a	521,4 \pm 516,0 ^a
Bact. autotróficas (x10 ³ cel/ml)	12,675	25 \pm 16 ^a	143 \pm 156 ^b	106 \pm 168 ^b
Bact. heterotróficas (x10 ³ cel/ml)	12,270	70 \pm 78 ^a	257 \pm 232 ^b	201 \pm 213 ^b
TRIX	5,610	5,4 \pm 1,3 ^{ab}	4,8 \pm 1,4 ^a	6,1 \pm 1,2 ^b
% ultraoligotrófica		0	5	0
% oligotrófica		10	15	0
% mesotrófica		70	65	65
% eutrófica		5	15	20
% hipereutrófica		15	0	15

Fonte: Autor, 2017.

A abundância das bactérias heterotróficas (x10³ células.ml⁻¹) foi 2 vezes maior do que das bactérias autotróficas em todos os sistemas. Sendo que a correlação entre elas foi positiva e linear excelente ($R=0,99$; $p < 0,00$). As abundâncias de bactérias foram menores ($p < 0,05$) e não diferiu entre as lagunas IC e O (Tabela 3).

As correlações, entre as variáveis bióticas e abióticas por sistema analisado, indicaram que as bactérias auto e heterotróficas dos lagos costeiros estiveram mais associadas aos nutrientes inorgânicos e variáveis físicas (Tabela 4) do que as bactérias das lagunas. As

bactérias das lagunas intermitentes se correlacionaram inversamente com o TRIX e este se correlacionou diretamente com o COD. Nas lagunas permanentes, as bactérias autotróficas se correlacionaram com temperatura e inversamente com NO_3 , as heterotróficas inversamente com zona eufótica e o COD se correlacionou com temperatura e inversamente com profundidade, NO_3 , NID e TRIX (Tabela 4).

Tabela 4: Valores das correlações (R) entre as variáveis bióticas e os dados coletados, resultados com o p significativo ($p < 0,05$):

	Fechadas				Intermitente				Permanentes			
	COD	Bact. Auto	Bact. Het.	TRIX	COD	Bact. Auto	Bact. Het.	TRIX	COD	Bact. Auto	Bact. Het.	TRIX
Prof	-0,73	-0,42	-0,41			0,62	0,65		-0,44			
Zeus			0,36	0,36		0,50					-0,44	
OD	-0,36	-0,42	-0,43	-0,41	-0,37							-0,40
Temp	0,38								0,43	0,56		-0,41
Cond		0,46	0,52	0,46		0,68	0,48					
pH	0,38			-0,36		0,82	0,64					
Turb	0,49			-0,35	-0,53							
PID					-0,36		0,36					
NH4		0,50	0,53	0,42					-0,35			
NO3		0,48	0,45		-0,40	-0,35			-0,58	-0,52		0,34
NID		0,55	0,56						-0,47			0,54
N/P		0,52	0,55									0,63
Clf-a								0,68				
COD		0,50	0,51									-0,39
Bact Auto	0,50						0,88	-0,35			0,84	
Bact Het.	0,51	0,99	0,99			0,88		-0,36		0,84		
TRIX						-0,35	-0,36		-0,39			

Fonte: Autor, 2017.

O MSD para as variáveis bióticas corroborou com o resultado do ANOSIM, onde as lagoas (abertas - O e intermitentes - IC) são semelhantes entre si e diferem em relação aos lagos costeiros (C). Os lagos (C) estão bem agrupadas pelo MDS, com as concentrações de feofitina-*a* e COD convergindo para elas, assim como encontrado nas correlações. Enquanto, as lagoas permanentes e intermitentes estão bem menos agrupadas e com as concentrações de bactérias autotróficas e heterotróficas e o TRIX convergindo para o agrupamento, mostrando indicando que há mais bactérias nas lagoas.

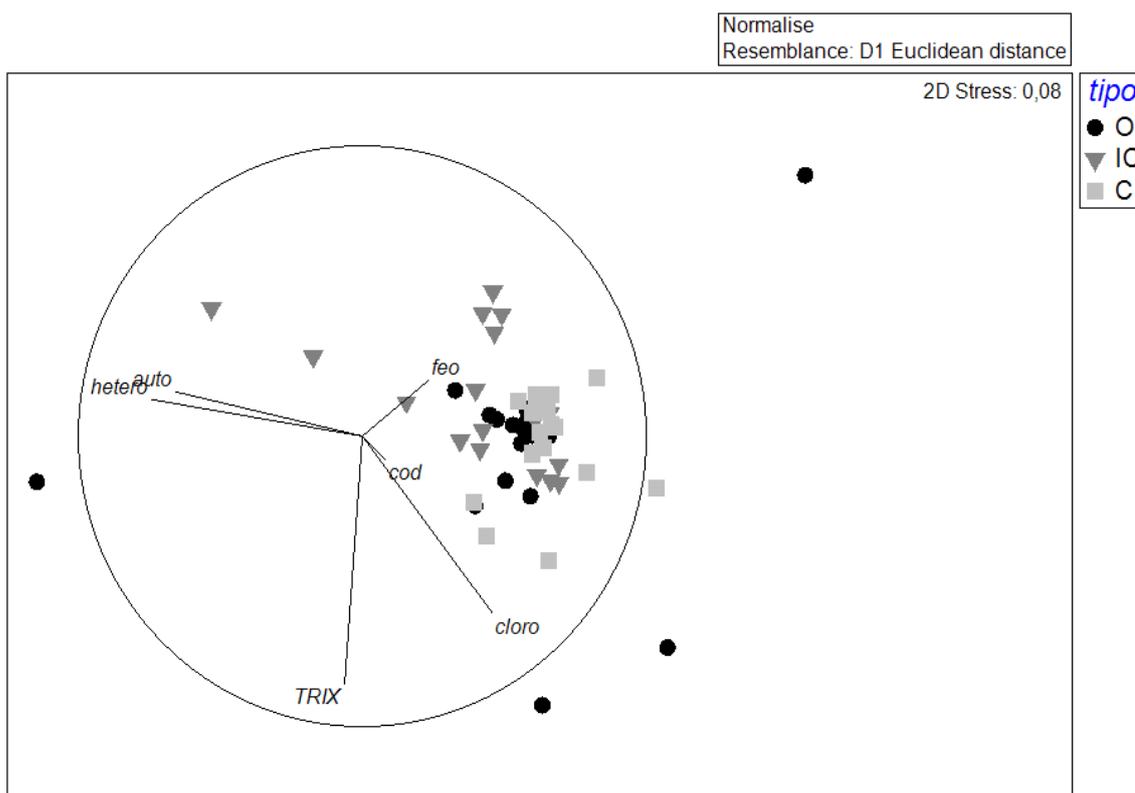


Figura 2: MDS para as variáveis bióticas em todos os sistemas. Fonte: Autor, 2017.

O MDS para as variáveis abióticas também corroborou com o resultado do ANOSIM que indicou que os três tipos de sistemas são diferentes entre si, o que é possível ver pela figura 3 onde os pontos estão todos distribuídos.

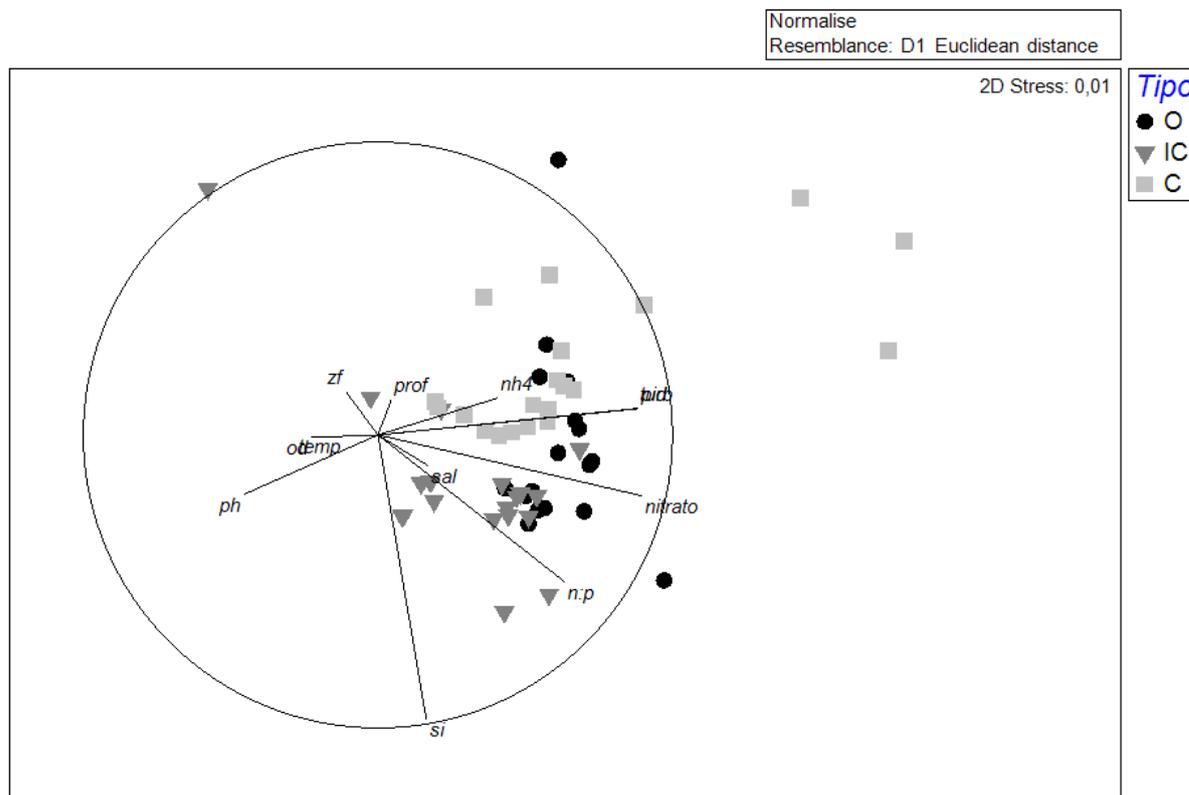


Figura 3: MDS para as variáveis abióticas de todos os sistemas. Fonte: Autor, 2017.

5 DISCUSSÃO

A influência salina, permanente ou intermitente, e o isolamento do sistema com o mar geram diferenças nas características bióticas e abióticas dos ambientes. O balanço de água nas lagunas e lagos costeiros depende da entrada de água doce via rios e aquífero e a perda pela evaporação (PEREIRA FILHO; RÖRIG, 2016). Os processos de circulação interna nesses ambientes e a troca de água com o oceano, no caso das lagunas, são aspectos relevantes para o equilíbrio desses ecossistemas (ROCHA, 2007), que influenciam no longo tempo de residência da água (COTOVICZ, 2010) favorecendo uma maior sedimentação de material orgânico tanto de origem alóctone como autóctone (ODEBRECHT; CARUSO JR., 1987; FONSECA et al., 2002; FONTES, 2004).

Por serem sistemas rasos (VIAROLI et al., 2008), a interação sedimento-água é intensa e dependente da profundidade local e da hidrodinâmica, causada principalmente pelos ventos e também pelas trocas com as marés meteorológicas nas lagunas (ODEBRECHT; CARUSO JR., 1987). Sistemas com entrada de água marinha possuem uma maior turbidez, devido a sua maior circulação que ressuspende sedimentos do fundo. Segundo Uncles et al.

(2002) em estuários de micro-maré rasos ocorre ressuspensão do sedimento induzida por ondas. Essa turbidez irá influenciar na extensão da zona eufótica que tem seu limite inferior onde a intensidade da radiação corresponde a 1% da intensidade que atinge a superfície (ESTEVES, 2011). As lagunas intermitentes e lagos costeiros apresentaram maiores profundidades de zona eufótica devido à menor turbidez.

A abertura da barra e a conexão com o mar além de favorecer a diminuição do tempo de residência da água, como citado anteriormente, promove a intrusão da cunha salina mais fria e densa, que dependendo da hidrodinâmica do sistema poderá causar forte estratificação física da coluna da água (GALE et al., 2006). Nos sistemas lagunares da costa de Santa Catarina, o índice de estratificação no verão é maior do que no inverno (BARROS et al., 2017), associado ao aumento da salinidade na água de fundo em decorrência da intrusão salina com características de água de plataforma. Nos lagos costeiros é possível observar a presença de estratificação térmica na coluna d'água (ESTEVES, 2011), sendo assim, temperatura e a salinidade são importantes no processo de mistura/estratificação da coluna de água em ambientes costeiros. Segundo Esteves (2011), na maioria desses sistemas com estratificação térmica a distribuição de oxigênio na coluna d'água não é homogênea.

A estratificação vertical pode resultar em águas hipóxia ou anoxia nas camadas de fundo. A baixa concentração de oxigênio acontece pela condição de estabilidade da coluna da água gerada pela estratificação física, que prejudica a ventilação da água de fundo, associada ao elevado consumo de oxigênio pelas bactérias para a decomposição da matéria orgânica (FONTES, 2004). Em regiões com anoxia, observam-se baixos valores de pH, como os encontrados neste estudo. Diversos autores já descreveram eventos de hipoxia e anoxia na laguna da Conceição associados a estratificação física da coluna da água (ODEBRECHT; CARUSO GOMES, 1987; FONTES, 2004; FONSECA 2004; BATAGLION, 2012; FONTES; ABREU, 2012; PEREIRA, 2015; BARROS, 2016), a mesma situação já foi encontrada em outros sistemas do Brasil, como a lagoa de Jurapaña – ES (BOZELLI et al, 1992), e do mundo, como nas lagunas da Itália (VIAROLI, 2001). Em contrapartida, sistemas lacustres que não apresentam estratificação física sazonal ou permanente, como a lagoa do Peri, tende a apresentar as águas óxicas (HENNEMANN, 2010).

A razão entre NID e PID mostrou grande parte dos locais com limitação por fósforo. Nutriente limitante é aquele que sendo essencial para uma determinada população, limita seu crescimento (VON SPERLING, 1996). A determinação do nutriente limitante é feita considerando-se que a demanda do produtor primário é equivalente à distribuição de nutrientes na sua biomassa. A constituição da biomassa é normalmente derivada da chamada

relação de Redfield ($C_{106}H_{118}O_{45}N_{16}P$), ou o equivalente: produtores primários demandam 16 vezes mais nitrogênio do que fósforo (MARTINS, 2016). A razão NP ideal para o fitoplâncton é um valor entre 16:1 e 20:1 (REDFIELD, 1958). Hennemann (2010) encontrou limitação por fósforo na lagoa do Peri, diferente dos encontrados neste estudo onde a limitação se deu por nitrogênio. Giordani et al. (2008), no seu estudo em uma laguna na Itália, encontraram razão NID e PID de 16:1. Normalmente o fósforo é o elemento limitante do crescimento de algas em lagos de água doce (ESTEVES, 2011) e os compostos nitrogenados são limitantes nas zonas marinhas (FONTES, 2004).

O fósforo inorgânico dissolvido (PID) é a forma de fosfato mais biodisponível. Os valores encontrados no presente estudo estão maiores do que um estudo feito por Barros (2016) em um desses sistemas (laguna da Conceição – $0,1 \pm 0,1 \mu M$), porém estão menores quando comparados a um estudo feito por Souza e Abreu (2009) em 9 lagos do RS ($2,93 \mu M$). De acordo com Persich (1990), Bendo et al. (2000) e Fonseca e Braga (2006), a baixa concentração de fósforo pode dar-se: i) pela adsorção deste nutriente à partículas de argila e à matéria orgânica em suspensão e a sua sedimentação nas regiões profundas do sistema lagunar, ou; ii) via assimilação pelos produtores primários (FONSECA et al., 2002; PEREIRA et al., 2015).. O máximo de PID encontrado na água de fundo onde há pouco oxigênio, em baixas concentrações de oxigênio esse nutriente é liberado do sedimento retornando para a coluna d'água (FONSECA, 2004). Os maiores valores de PID nas lagunas abertas estão associados ao estado trófico, mostrando esse parâmetro como um bom indicador e avaliador para o estado trófico. Pesquisas realizadas em lagos canadenses apontam que a redução do aporte e o controle dos fluxos de fósforos são medidas fundamentais no controle da eutrofização artificial (KALFF, 2002; SMITH; SCHINDLER, 2009; ESTEVES, 2011).

Grande parte dos sistemas lacustres brasileiros apresentam concentração de NID variando entre 2 – 10 μM e de PID variando entre 0,3 e 1,5 μM (KNOPPERS; KJERFVE, 1999; FONTES, 2004), os valores de PID observados no presente estudo se encontram dentro do esperado, já os de NID estão acima do esperado. As concentrações de nitrogênio e fósforo nos sistemas muitas vezes estão relacionadas a fontes antropogênicas e diretamente ligadas ao estado trófico. A laguna da Ibiriaquera foi o único sistema que apresentou domínio de NO_3^- o que pode estar relacionada a presença de zona eufótica até o sedimento e aos valores altos de oxigênio na água de fundo, tendo em vista que a presença do nitrato depende de altos teores de oxigênio para que o íon amônia seja oxidado em um processo chamado nitrificação (ESTEVES, 2011). Nos outros locais, a maior parte do NID estava na forma reduzida de N, o NH_4^+ , indicando que independente da conexão com o mar, os sistemas se encontram em

condições mais redutoras, com intensa decomposição da matéria orgânica. A partir da década de 90, a forma nitrogenada predominante na laguna da Conceição mudou de NO_3^- para NH_4^+ (NH), relacionado com o aumento da densidade populacional e do precário sistema de tratamento de esgoto (FONSECA et al., 2002; FONTES et al., 2006; DE BARROS, 2016).

Os valores de feofitina-a, que é o produto da degradação da clorofila, quando maiores que os de clorofila-a refletem que grande parte da clorofila se encontra em estado de degradação, seja pela senescência das células ou pela elevada herbivoria (PÔMPEO, 1999). Fontes (2004) associa as altas concentrações de feofitina no verão à maior decomposição da biomassa algal, além do aumento na velocidade das reações biológicas e não biológicas, promovidas pelo aumento da temperatura, como também indicado por outros autores (BARTOLI et al., 1996; CASTEL et al., 1996). Tonetta (2016) encontrou valores superiores de clorofila-a na lagoa do Peri, próximos a $21 \mu\text{g/L}$. Fonseca (2004) encontrou valores $2,7 \pm 0,6 \mu\text{g/L}$ para a laguna da Conceição e Barros et al. (2017) encontraram $8,4 \pm 5,4 \mu\text{g/L}$ para o mesmo local. O valor médio de clorofila encontrados por Santos et al. (2002) para a lagoa de Furnas em Açores foi de $29,3 \mu\text{g/L}$ e Drake et al. (2010) encontraram valores de $10,7 \mu\text{g/L}$ em uma laguna na Califórnia.

Nas lagunas intermitentes a abertura de barras de forma artificial vem sendo usada como uma forma de amenizar a eutrofização e aumentar a troca de água com o mar, favorecendo a diluição das águas (SUZUKI et al., 1998; ROY et al., 2001). Porém essas aberturas em alguns casos geram consequências indesejadas como o enriquecimento de nutrientes que anteriormente estavam presos aos sedimento (DOS SANTOS et al., 2006), a morte de macrófitas (DOS SANTOS; ESTEVES, 2002), o aumento das concentrações de clorofila-a (TWOMEY; THOMPSON, 2001; GOBLER et al., 2005) e estratificação vertical devido a intrusões salinas. Essas aberturas podem resultar em pequenas melhorias na qualidade da água, mas raramente em melhorias substanciais (SCHALLEMBERG et al., 2010). No estudo feito por Schallemborg et al. (2010) na laguna de Ellesmere na Austrália, ficou evidente que a conectividade com o mar não melhorou a qualidade da água. Podemos ver o mesmo acontecendo no presente estudo, onde para os resultados do TRIX foi observado que as lagunas abertas não tiveram nenhum ponto ultraoligotrófico/oligotrófocopoís, mas tiveram valores hipereutróficos, contradizendo estudos onde a barra de areia foi aberta artificialmente para tentar suavizar a eutrofização (SUZUKI et al., 1998; ROY et al., 2001; SCHALLEMBERG, 2010). Os resultados hipereutróficos do TRIX foram encontrados nas águas de fundo das lagunas abertas e lagos costeiros em locais com estratificação térmica e/ou salina, mostrando que a estratificação influencia negativamente no estado trófico dos

ambientes. Silva et al. (2017), encontraram resultados semelhantes para o TRIX na laguna da Conceição. Hennemann (2010) teve como resultado para a lagoa do Peri valores que iam de oligotrófico a mesotrófico, corroborando com os obtidos nesse estudo. Os resultados encontrados corroboram com Schallemborg et al. (2010) que cita a abertura da barra como uma melhoria apenas a curto prazo, tendo como melhoria a longo prazo o controle sobre a entrada de nutrientes nos sistemas via bacia hidrográfica principalmente nos sistemas que sofrem baixa influência da maré.

O COD é considerado a principal fonte de energia para a cadeia trófica microbiana (AZAM, 1983). Esta forma de carbono apresentou correlação negativa aos resultados do TRIX nos sistemas abertos, isso está acontecendo, pois, o carbono orgânico dissolvido que predomina nesses ambientes deve estar na forma refratária, que não participa do metabolismo rápido, e não altera de forma imediata os parâmetros utilizados para calcular o TRIX. Grande número de ecossistemas aquáticos continentais e costeiros possuem águas ricas em compostos húmicos, os quais são forma refratária de COD (Esteves, 2011). Embora parte desses compostos seja formada no próprio ambiente aquático, sua origem está predominantemente associada com a decomposição da vegetação terrestre, que são carregados para o ambiente aquático pela drenagem continental (THURMAN, 1985). Nos ambientes aquáticos a quantidade e a qualidade do COD variam muito em função da sua origem. Quando formado a partir de processos internos dos corpos de água (autóctone), como a produção fitoplanctônica e de macrófitas aquáticas, o COD tende a ser mais lábil e de fácil assimilação (THOMAZ, 1999). O contrário ocorre quando o COD é proveniente de aportes externos (alóctone), sendo mais complexo e menos acessível aos microorganismos (LOVLEY et al., 1996). A parte interna da laguna de Acaraí apresentou os maiores valores para COD, porém tem condição oligotrófica. A água dessa laguna possui cor e características de alta concentração de ácido húmico. O COD desse ambiente não está relacionado ao estado trófico, mas sim às características do ambiente. Os maiores valores de COD foram encontrados para as lagoas (O e IC), provavelmente associados ao maior incremento de matéria orgânica nesse tipo de sistema. De Barros (2015) encontrou maiores valores de COD para a laguna da Conceição no verão de 2014 ($313,0 \pm 38,6 \mu\text{M}$) do que no inverno ($40,3 \pm 29,3 \mu\text{M}$), associados a maior produção fitoplanctônica deste período. Os valores de COD não variaram entre os sistemas analisados e apresentaram valores semelhantes ao de Barros (2015), o que pode estar associado ao período sazonal em que ocorreu a amostragem. Já que a disponibilidade de luz no verão favorece maiores produções primárias nos sistemas subtropicais (FONSECA, 2004; FONTES et al. 2011;).

Nos lagos costeiros o COD apresentou correlação significativa com bacterioplâncton autotrófico e heterotrófico, porém nos ambientes lagunares não houve essa correlação. A ausência de correlação entre as variáveis também foi encontrada por outros autores em estudo de lagos costeiros (ABREU et al., 1992; FARJALLA, 2001; FARIA; ESTEVES, 2001; SOUZA; ABREU, 2009), sendo assim é possível supor que a dinâmica do COD é mais complexa e diversa em sistemas lagunares. Em relação às fontes de carbono para o bacterioplâncton, alguns estudos têm destacado que, em lagoas rasas e pequenas, o principal aporte é oriundo do detrito orgânico proveniente da bacia de drenagem e da decomposição das macrófitas aquáticas (FARIA; ESTEVES 2001, ANÉSIO et al. 2003, FARJALLA et al. 2006). Contudo, a produção de matéria orgânica dissolvida pelo fitoplâncton também pode colaborar com o crescimento de tal comunidade (BRÖNMARK; HANSSON 1999, CÉSAR; ABREU 2001, FARJALLA et al. 2006). As bactérias têm grande importância na disponibilização da matéria orgânica para níveis tróficos superiores, pela absorção do carbono orgânico dissolvido e na transferência desta matéria para outros níveis a partir da sua predação, principalmente, por flagelados e estes por ciliados (AZAM et al. 1983). Assim, o carbono orgânico hipoteticamente perdido das teias alimentares, é nelas reincorporado pela via bacteriana. Esse enfoque assume que as bactérias não apenas participam na remineralização da matéria orgânica mas também como importante elo de cadeias alimentares, o que parece ser mais significativo em sistema lacustres.

Em todos os sistemas as bactérias heterotróficas predominaram. Vários fatores abióticos e bióticos influenciam a abundância e a produção da comunidade bacteriana. Em alguns sistemas aquáticos, a abundância e a atividade bacteriana parecem ser limitadas por fatores abióticos, tais como a temperatura e as concentrações de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (THOMAZ; ESTEVES, 1997). A regulação por nutrientes inorgânicos também poderia ser atribuída a uma causa indireta, isto é, a escassez de nutrientes poderia levar à menor produção primária do fitoplâncton e, conseqüentemente, à redução dos aportes de COD, essencial para crescimento bacteriano (TOOLAN et al., 1991; WANG et al., 1992). Nos lagos, as bactérias se correlacionaram positivamente ao COD e aos nutrientes. Já nas lagoas, as relações foram com as variáveis físicas e físico-químicas, como a temperatura e o pH. Nestes sistemas a abundância de bactérias autotróficas e heterotróficas foi maior do que nos lagos costeiros. Netto e Fonseca (2017) em seu estudo em sistemas lagunares e lagos costeiros, muitos deles os mesmos do presente estudo, encontraram maior diversidade de nemátodes para as lagoas. As lagoas são caracterizadas por uma ampla faixa espacial / temporal de condições ambientais (por exemplo, salinidade, temperatura, oxigênio),

produtividade biológica e movimento de recursos e consumidores com outras áreas marinhas adjacentes. Em contraste, os lagos costeiros são em grande parte mais homogêneos em suas condições ambientais do que as lagoas (observado neste estudo pelo resultado do MDS). A abertura da barra, e a conexão com o mar, gera maior gradiente ambiental, assim, as lagoas têm maior abundância de organismos que também pode ser observada para as bactérias. Isto mostra que a conectividade com o mar cria gradientes físico-químicos (como a estratificação da coluna da água) que geram maior complexidade de processos bióticos, interferindo nas comunidades.

6 CONCLUSÕES

Há diferenças biogeoquímicas associadas à conectividade com o mar, essas diferenças acontecem principalmente devido a estabilidade física na coluna d'água gerada pelas variações verticais de temperatura e salinidade. Essa conectividade vai influenciar também na disponibilidade de bacterioplâncton em cada tipo de sistema, associado às variações das condições ambientais. Temos sistemas fechados sendo mais homogêneos, enquanto os abertos apresentam variáveis bem mais heterogêneas. O bacterioplâncton teve relação com o COD apenas nos lagos, não tendo sido encontrada uma relação direta em lagoas associada à uma dinâmica mais complexa.

Diferentemente do esperado, as lagoas não apresentaram uma melhor qualidade da água, destacando a necessidade de uma análise cuidadosa das características de regime da maré, tamanho, morfologia e características bióticas de cada local antes de uma abertura artificial de barra, pois esses fatores interferem nas consequências ecológicas desses regimes de abertura (HAINES et al., 2006; RIDDEN; ADAMS, 2008). Além disso, não é possível ver uma relação direta entre o estado trófico e o bacterioplâncton.

Por fim, é importante destacar que o estudo é pontual, refletindo nas características do local naquele momento, demonstrando a necessidade de acompanhamento periódico desses sistemas, para que assim seja possível entender melhor as características biogeoquímicas associadas ao metabolismo de cada um deles.

7 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

- Acompanhamento periódico dos parâmetros bióticos e abióticos desses locais;
- Observar possíveis sazonalidades na dinâmica dos sistemas;
- Relacionar o estado trófico as condições da bacia hidrográfica de cada um dos locais;
- Estudos que colem amostras de sedimento para dados de nutrientes e carbono;
- Estudar a comunidade bêntica associada à pelágica e suas implicações na biogeoquímica desses sistemas.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C.A.; BIDDANDA, B.B.; ODEBRECHT, C. Bacterial dynamics of the Patos lagoon estuary, southern Brazil (32° S, 52° W): relationship with phytoplankton production and suspended material. **Estuar. Coas. Shelf Sci.**, v. 35, p. 621-635, 1992.

AZAM, F. The ecological role of water-column microbes in the sea. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 10, p. 257–263, 1983.

ANÉSIO, A. M.; ABREU, P. C.; BIDDANDA, B. A. The role of free and attached microorganisms in the decomposition of estuarine macrophyte detritus. **Estuar. Coastal and Shelf Sci.**, v.56, p.197-201, 2003.

BARROS, Georgia de. **Distribuição dos nutrientes e fixação do carbono em uma laguna subtropical formadora de zona anóxica (Lagoa da Conceição/SC)**. 2016. 133 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

BARROS, G. et al. Nutrient distribution in a shallow subtropical lagoon, south Brazil, subjected to seasonal hypoxic and anoxic events. **Brazilian Journal Of Oceanography**, v. 65, n. 2, p.116-127, 2017.

BATAGLION, G. A. et al. Assessment of Lipid Compounds in Anoxic Environment from Conceição Lagoon, Santa Catarina Island, Brazil. **Revista Virtual de Química**, [s.l.], v. 4, n. 4, p.479-489, 2012. Sociedade Brasileira de Química (SBQ).

BARTOLI, M. et al. Benthic oxygen respiration, ammonium and phosphorus regeneration in surficial sediments of the Sacca di Goro (Northern Italy) and two French coastal lagoons: a comparative study. **Hydrobiologia, Bucharest**, v. 329, p. 143–159, 1996.

BENDO, A. et al. Nutrientes dissolvidos na Lagoa da Conceição e região central da cidade de Florianópolis, SC. Anais. XIII Semana Nacional de Oceanografia, Itajaí, v. 1. p. 249-251, 2000.

BRÖNMARK, C; HANSSON, L., A. The Biology of Lakes and Ponds. New York. **Oxford University Press**, p. 216, 1999.

BOZELLI R. L. et al. Padrões de funcionamento das lagoas do Baixo Rio Doce: Variáveis abióticas e clorofila-a (Espírito Santo - Brasil). **Acta Limnol Bras**, v. 4 p. 13-31, 1992.

CASTEL, J.; CAUMETTE, P.; HERBERT, R. Eutrophication gradients in coastal lagoons as exemplified by the Bassin d' Arcachon and the Étang du Prévost. **Hydrobiologia**, v. 329, p.9-27, 1996.

CESAR, D. E.; ABREU, P. C. Ecology of aquatic microorganisms in southern Brazil: State of Art. **Oecologia Brasiliensis**, v. 9 p. 153-171, 2001.

COTOVICZ JUNIOR, L. C. Estado trófico e tendência do cenário futuro da eutrofização do sistema lagunar mundaú-manguaba (al): aplicação da modelagem assets. **Geoamb 2010**, v. 1, p.1-3, 2010.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine Ecology Progress Series**, v. 210, p.223-253, 2001.

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

SILVA, Victor Eduardo Cury et al. Space time evolution of the trophic state of a subtropical lagoon: Lagoa da Conceição, Florianópolis Island of Santa Catarina, Brazil. **Revista brasileira de recursos hídricos**, [s.l.], v. 22, p.1-17, 2017.

DIAZ, R.J.; ROSENBERG, R. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. **Science**, v. 321, p. 926-929, 2008.

DO AMARAL, P.G. et al. Paleoenvironmental reconstruction of a Late Quarternary lagoon system in southern Brazil (Jaguaruna region, Santa Catarina state) based on multi-proxy analysis. **Journal of Quarternary Science**, v. 1, p. 181-191, 2012.

DOS SANTOS, A.M. et al. Effects of the sand bar breach on *Typha domingensis* (Pers.) in a tropical coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v. 556, p. 61–68, 2006.

DOS SANTOS, A.M., ESTEVES, F.A. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. **Aquatic Botany**, v.74, p.189–199, 2002.

DRAKE, Jeana L. et al. Effects of light and nutrients on seasonal phytoplankton succession in a temperate eutrophic coastal lagoon. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 654, n. 1, p.177-192, 2010.

DUCKLOW, H. W. et al. Bacterioplankton: A sink for carbon in a coastal plankton community. **Science**, v.232, p. 865-867, 1986.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. 3ª edição. Rio de Janeiro, **Interciência**. 826pg, 2011.

FARMER, C.T.; HANSELL, D.H. Determination of Dissolved Organic Carbon and Total Dissolved Nitrogen in Sea Water, In: Guide to best practices for ocean CO₂ measurements, edited. **Pices** Special Publication, v.3, p.191, 2007.

FARIA, B. M.; ESTEVES, F. A. Dissolved organic carbon in two brazilian coastal lagoons: Sources and utilization for heterotrophic bacteria. **Oecologia Brasiliensis**, v.9, p.57-64, 2001.

FARJALLA, V. F. et al. Bacterial growth and DOC consumption in a tropical coastal lagoon. **Braz. J. Biol.**, v.66, p.383-392, 2006.

FERREIRA, J.G.; BRICKER, S.B.; SIMAS T.C. Application and sensitivity testing of an eutrophication assessment method on coastal systems in the United States and European Union. **Journal of Environmental Management**, v.82, p.433-445, 2007.

FINDLAY, S.; SINSABAUGH, R. L. Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter. **Academic Press**, 512p., 2003.

FONSECA, Alessandra. **Variação sazonal e espacial das características hidroquímicas, dos fluxos de nutrientes e do metabolismo na interface água -sedimento da Lagoa da Conceição (SC, Brasil)**. 2004. 199 f. Tese (Doutorado) - Curso de Oceanografia Química e Biológica, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

FONSECA, A. L. O.; BRAGA, E.; EICHLER, B. B. Distribuição Espacial dos Nutrientes Inorgânicos Dissolvidos e da Biomassa Fitoplanctônica no Sistema Pelágico da Lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil (setembro, 2000). **Atlântica**, Rio Grande, v. 24, n. 2, p. 69-83, 2002.

FONSECA, A.; BRAGA, E. S. Temporal Dynamic of the Dissolved Nutrients and the Eutrophization Processes in a Southern Brazilian Coastal Lagoon, Conceição Lagoon. **Journal Of Coastal Research**, Itajaí, v. 39, n. 39, p.1229-1233, 2006.

FONTES, Maria Luiza Schimitz. **Breve Estudo Espaço-Temporal e de Impacto do Feriado de Carnaval e de Corpus Christi sobre Variáveis Ambientais nas Águas da Lagoa da Conceição - Florianópolis**. 2004. 195 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

FONTES M. L. S. et al. Detection of Environmental Impact on Variations in Dissolved Nutrients and Chl-A in the Conceição Lagoon, Florianópolis, SC, Brazil. **J Coast Res.**, v.39, p. 1407-1412, 2006.

FONTES, Maria Luiza S. et al. Dynamics of Planktonic Prokaryotes and Dissolved Carbon in a Subtropical Coastal Lake. **Frontiers In Microbiology**, v. 4, p.1-19, 2013.

FONTES, M. L. S.; ABREU, P. C. A Vigorous Specialized Microbial Food Web in the Suboxic Waters of a Shallow Subtropical Coastal Lagoon. **Microbial Ecology**, v. 64, n. 2, p.334-345, 2012.

GALE, E.; PATTIARATCHI, C.; RANASINGHE, R. Vertical mixing processes in Intermittently Closed and Open Lakes and Lagoons, and the dissolved oxygen response. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, v. 69, n. 1-2, p.205-216, ago. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2006.04.013>.

GRASSHOFF, K.; EHRHARDT, M.; KREMLING, K. Methods of seawater analysis. 3.ed. Weinheim: Wiley-VCH, 1999.

GIORDANI, G. et al. Modelling ecosystem functions and properties at different time and spatial scales in shallow coastal lagoons: An application of the LOICZ biogeochemical model. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, v. 77, n. 2, p.264-277, 2008.

GOBLER, C. J. et al.; Influence of freshwater flow, ocean exchange, and seasonal cycles on phytoplankton – nutrient dynamics in a temporarily open estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.65, p.275–288, 2005.

HAINES, P.E.; TOMLINSON, R. B.; THOM, B. G. Morphometric assessment of intermittently open/closed coastal lagoons in New South Wales, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.67, p.321–332, 2006.

HENNEMANN, Mariana Coutinho. **Dinâmica da Qualidade da Água em uma Lagoa Costeira: o Caso Peculiar da Lagoa do Peri, Ilha de Santa Catarina, Brasil**. 2010. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

KALF, J.; *Limnology: Inland water ecosystems*. Prentice hall, 2002.

KJERFVE, B. Coastal lagoons processes. In: Kjerfve, B., ed. *Coastal lagoon processes*. Elsevier Science Publishers, p.1-7, 1994.

KITSIOU, D.; KARYDIS, M. Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. **Environmental International**, v.37, p.778-801, 2011.

KNOPPERS, B.A.; KJERFVE, B. Coastal Lagoons Of Southeastern Brazil: Physical And Biogeochemical Characteristics. *Estuaries of South America* (1 ed.). Berlin: Springer Verlag. 223p., 1999.

KRUG, L. A.; NOERNBERG, M. A. **Extração de batimetria por sensoriamento remoto de áreas rasas dos sistemas estuarinos do Estado do Paraná - Brasil**. Centro de Estudos do Mar – UFPR. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE, p. 3077-3084.

MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona, Ediciones Omega. 1010p., 1983.

MARTINS, Carolina Marques. **ANÁLISE QUANTITATIVA DA CONTRIBUIÇÃO ANTRÓPICA DE DRENAGEM FLUVIAL NA LAGOA DA CONCEIÇÃO - SC**. 2016. 91 f. TCC (Graduação) - Curso de Oceanografia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

NETTO, S. A.; FONSECA, G. Regime shifts in coastal lagoons: Evidence from free-living marine nematodes. **Plos One**, v. 12, n. 2, p.1-19, 2017.

NOWICKI, B. L.; NIXON S. W. Benthic nutrient remineralization in coastal lagoon ecosystem. **Estuaries**, v.8, p.182-190, 1985.

ODEBRECHT, C.; CARUSO GOMES Jr. F. Hidrografia e matéria particulada em suspensão na Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, v. 9, n. 1, p. 83-104, 1987.

PEREIRA, B. et al. Nutrientes e gases dissolvidos na coluna d'água e teor da matéria orgânica no sedimento ao longo da Lagoa da Conceição e sua relação com o processo de eutrofização. **Expressões Geográficas**, Florianópolis, v. 1, n. 10, p.1-16, 2015.

PEREIRA FILHO, J.; RORIG, L. R. Balanço de Massa para Nutrientes Inorgânicos (N e P) no Estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. **RBRH**, v.21, n.1, p.168-187, 2016.

PERSICH, G. R. Parâmetros Físico-químicos, seston e clorofila-a na Lagoa da Conceição, SC. Florianópolis. 34 f. (Especialização em Hidroecologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina. 1990.

POMPÊO, M. L.M. 1999 (ed.) **Perspectivas da Limnologia no Brasil**, São Luís: Gráfica e Editora União, 198 p.

R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>

REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, v. 46, p.205-221, 1958.

RIDDEN, T.; ADAMS, J. B. Influence of mouth status and water level on the macrophytes in a small temporarily open/closed estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.79, p.86–92, 2008.

ROCHA, C. B. M. **Implementação e uso do modelo Mike 21 na análise de cenários hidrodinâmicos na Lagoa da Conceição – SC**. 2007. Dissertação (Mestrado) - Engenharia Ambiental), UFSC, Florianópolis, Santa Catarina, 2007.

ROY, P. S. Structure and function of south-east Australian estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.53, p.351–384, 2001.

SANTOS, Maria da Conceição Raimundo et al. A Eutrofização das Lagoas das Sete-Cidades e Furnas (S. Miguel – Açores) Análise evolutiva entre 1988 e 2002. **7º Congresso da água**, Açores, v.1, n.1, p.1-16, 2004.

SCHALLENBERG, M. et al. Contrasting effects of managed opening regimes on water quality in two intermittently closed and open coastal lakes. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, v. 86, n. 4, p.587-597, 2010.

SILVA, A. R. Aplicação de indicadores ecológicos em bacia costeira sob elevada pressão da atividade de veraneio. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 3, p.537-548, 2016.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends Ecol Evol**, v.24, p.201-207, 2009.

SORIANO-SIERRA, Eduardo Juan. **Guia de campo: Vegetação e peixes das lagoas costeiras de Santa Catarina**. Florianópolis: Insular, 2014. 115 p.

SOUZA, N. C.; ABREU, P. C. Abundância do bacterioplâncton e suas relações com fatores físico-químicos e biológicos em nove lagos rasos do Campus Carreiros - FURG, Rio Grande - RS (Brasil). **Atlântica**, v. 31, n. 2, p.145-157, 2009.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. (1972). A Practical handbook of seawater analysis. 2.ed. Otatawa: Fisheries Research Board of Canada.

SUZUKI, M.S.; OVALLE, A.R.C.; PEREIRA, E.A. Effects of sand bar opening on some limnological variables in a hypertrophic coastal lagoon. **Hydrobiologia**, v.368, p.111–122, 1998.

THOMAZ, S. M.; Esteves, F. A. Bacterial dynamics in periphyton from different regions of a tropical coastal lagoon. **Arch. Hydrobiol**, v.39, p.495-507, 1997.

THURMAN, E. M. 1985. organic geochemistry of natural waters. Martinus Nijhoff/ Dr. Junk, netherlands, 497p.

TONETTA, Denise. **METABOLISMO AQUÁTICO EM AMBIENTES LÊNTICOS: DIFERENTES ABORDAGENS PARA AS DINÂMICAS ESPACIAL E TEMPORAL**. 2016. 139 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

TOOLAN, T.; WEHR, J. D.; FINDLAY, S. Inorganic phosphorus stimulation of bacterioplankton production in a meso-eutrophic lake. Applied and Environ. **Microbiol.**, v.57, p.2074-2078, 1991.

TWOMEY, L.; THOMPSON, P.. Nutrient limitation of phytoplankton in a seasonally open bar-built estuary: Wilson Inlet, Western Australia. **Journal of Phycology**, v.37, p.16–29, 2001.

UNCLES, R. J.; STEPHENS, J. A.; SMITH, R. E. The dependence of estuarine turbidity on tidal intrusion length, tidal range and residence time. **Continental Shelf Research**, v.22, p.1835-1856, 2002.

VIAROLI, P. et al. Community shifts, alternative stable states, biogeochemical controls and feedbacks in eutrophic coastal lagoons: a brief overview. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, n. 1, p.105-117, 2008.

VOLLENWEIDER, R. A. et al. Characterization of the trophic conditions of marine coastal areas with special reference to the NW Adriatic Sea; proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. **Environmetrics**, v.9, p.329-357, 1998.

WANG, L.; MILLER, T. D.; PRISCU, J. C. Bacterioplankton nutrient deficiency in a eutrophic lake. **Arch. Hydrobiol.**, v.125, p.423-439, 1992