



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Letícia Maria Costa Peres

Efeitos de aquecimento e eutrofização em regiões subtropicais sobre bancos de  
*Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820)

Florianópolis/SC  
2020

Letícia Maria Costa Peres

Efeitos de aquecimento e eutrofização em regiões subtropicais sobre bancos de  
*Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820)

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação  
em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina  
para a obtenção do título de Mestra em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Antunes Horta Jr.

Florianópolis/SC

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Costa Peres, Letícia Maria  
Efeitos de aquecimento e eutrofização em regiões  
subtropicais sobre bancos de *Sargassum cymosum* (C.  
Agardh, 1820) / Letícia Maria Costa Peres ; orientador,  
Paulo Antunes Horta Jr., 2020.  
59 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós  
Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Ecologia. 2. Anomalia térmica. 3. Interação entre  
estressores. 4. Províncias biogeográficas. 5. Algas  
formadoras de dossel. I. Antunes Horta Jr., Paulo. II.  
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós  
Graduação em Ecologia. III. Título.

Letícia Maria Costa Peres

Efeitos de aquecimento e eutrofização em regiões subtropicais sobre bancos de  
*Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820)

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora  
composta pelos seguintes membros:

Prof. Carlos Frederico D. Gurgel, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Anaide W. Aued, Dra.  
Universidade Federal Fluminense

Prof. Alberto Lindner, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Kalina Manabe Brauko, Dra.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado  
adequado para obtenção do título de Mestra em Ecologia.

---

Prof. Dra. Andrea Santarosa Freire  
Coordenadora do Programa

---

Prof. Dr. Paulo Antunes Horta Jr.  
Orientador

Florianópolis, 29 de Maio de 2020.

Dedico este trabalho à minha mãe Maria José e minha avó Aldivina, por serem meus maiores exemplos de mulheres fortes, independentes e batalhadoras.

## AGRADECIMENTOS

Pensei muito em como iria escrever os agradecimentos da minha dissertação. Isso porque, foi um momento muito intenso da minha vida, com muitas mudanças, com muitas dificuldades e muitas conquistas. E nessa montanha-russa pude perceber como sou sortuda de ter ao meu lado pessoas incríveis! Sejam aquelas que estiveram presente em um breve momento, mas muito significativo, como aquelas que estão ao meu lado, firmes, me dando forças, me incentivando, não me deixando desistir e comemorando comigo cada passo dado até o final desse trabalho.

Não conseguirei agradecer aqui cada nome especificamente, pois seriam muitos, mas acredito que estas pessoas receberão meu **MUITO OBRIGADA** quando lerem essa seção e espero que saibam que foram extremamente essenciais para mim.

Em relação à minha família, posso dizer que mesmo sendo difícil a distância física entre nós, nunca estivemos tão próximos. Para mim, eu tenho ao meu lado exemplos perfeitos de mulheres fortes e independentes que me dão força e que me ensinam o tempo todo, em cada encontro ou ligação. Além delas, agradeço ao meu irmão, por me lembrar sempre que também é válido pensar com o coração e a ver o lado bom nas coisas.

Não posso deixar de agradecer àquele que está ao meu lado todos os dias. João, obrigada por toda parceria, paciência, bom humor e mais ainda por adotar comigo o vira-lata mais fofo desse mundo que foi e é minha paz em muitos momentos.

Ao Paulo agradeço, pois durante esses 8 anos de LAFIC, tive experiências que foram grandes realizações de sonhos para mim, trabalhei em diversas áreas, mergulhei, participei de projetos e *brainstormings* incríveis, entre tantos outros bons momentos.

A todos do LAFIC, meu muito obrigada por estarem sempre abertos a ajudar, seja para conversar, discutir projetos, experimentos, nas coletas, em bancada, análises...

Um obrigada especial para aqueles que me apoiaram muito durante toda essa jornada, sempre querendo ajudar, me incentivando, vindo com novos trabalhos, novas ideias, ajudando a enxergar problemas e também soluções: Lidi, Giulia, Manu, Vanessa F., Carol, Cintia, Thaís M., Ellie, Gabi, Marina e Dudu.

Agradeço também ao programa de pós em Ecologia, por todo o aprendizado, experiências, atividades práticas e teóricas que auxiliaram muito todo esse processo. Além disso, um obrigada a todas as pessoas presentes no programa, por enriquecê-lo ainda mais com suas experiências, conhecimentos, de um jeito amigável, integrativo que torna tudo mais interessante.

Por fim, agradeço à CAPES pelo auxílio financeiro.

## RESUMO

Populações naturais de algas estruturadoras vem sendo ameaçadas por forçantes antrópicas em todo planeta. Entre as alterações humanas no ambiente marinho, aquelas relacionadas com as mudanças globais, como o aquecimento das águas e *marine heatwaves* destacam-se pela interação que exercem com estressores locais, como a eutrofização costeira. Para entender como populações de diferentes províncias biogeográficas adaptam-se ao cenário interativo de estressores, o presente estudo avaliou experimentalmente os efeitos que ondas de calor marinhas (*marine heatwaves*) e eutrofização exercem sobre duas populações de *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820). Foram utilizadas amostras da província temperada quente de Florianópolis (SC) e da província tropical de Fernando de Noronha (PE), para compreender os mecanismos de aclimação das populações e prever o cenário de possível expansão de habitat da população tropical para regiões temperadas. As algas foram expostas por 12 dias aos tratamentos com duas temperaturas (25 °C e 31 °C) e duas condições de nutrientes (condição atual (CAN) e futura (CFN)). Taxa de crescimento, análise *in vivo* da fluorescência da clorofila *a* e concentração do metabólito secundário fucoxantina das duas populações foram avaliadas em ambos tratamentos. Ao avaliar o crescimento relativo das duas populações, observou-se que ambas apresentaram diferentes respostas para cada tratamento, porém ambas tiveram uma perda de biomassa quando expostas à elevada temperatura e maior concentração de nutrientes. Em relação à eficiência fotossintética, não foi possível observar uma diferença significativa entre os tratamentos e populações. Já na análise de fucoxantina, ambas as populações produziram maior concentração desse carotenoide quando expostas aos tratamentos com temperatura de 31°C. A partir dos dados observados neste trabalho, pode-se inferir que populações de *Sargassum cymosum* localizadas em áreas mais pristinas e de menores latitudes teriam dificuldade de se fixarem em regiões de maiores latitudes e sob efeito de eutrofização. Porém é importante observar que a interação entre o aumento de temperatura e do processo de eutrofização podem intensificar as mudanças abióticas. Com isso, a avaliação da interação entre ambos os estressores é fundamental para a conservação de áreas de ocorrência de algas formadoras de dossel. Especialmente, porque a redução dos efeitos da eutrofização mostra-se importante contribuinte à manutenção dos bancos de *Sargassum* e de outras algas pardas estruturadoras, formadoras das florestas submersas no Atlântico Sul.

**Palavras-chave:** Anomalia térmica; Eutrofização; Interação entre estressores; Províncias biogeográficas; Algas formadoras de dossel.

## ABSTRACT

Habitat-forming algae populations are under anthropic pressure worldwide. Among human impacts over the marine environment, global changes such as ocean warming and marine *heatwaves* are of great concern, especially considering their interaction with local stressors, such as coastal eutrophication. To evaluate how different populations from distinct marine provinces can adapt to the interaction between global and local stressors, the present study experimentally evaluated the effects of marine *heatwaves* and eutrophication in the physiology of two *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820) populations from the South Atlantic. Populations from the warm-temperate province of Florianopolis (SC) and the tropical province of Fernando de Noronha (PE) were studied to understand their mechanisms of acclimation and to infer the possible expansion of tropical populations' distribution to warm-temperate provinces. Algae samples were exposed for 12 days to treatments with two temperatures (25 °C or 31 °C) and two nutrient conditions (current nutrient condition (CNC) or future nutrient condition (FNC)). Growth rates, *in vivo* chlorophyll *a* fluorescence and fucoxanthin concentration were measured. Growth rates varied according to each treatment, but both populations lost biomass under higher temperature and future nutrient condition. Photosynthetic performance of both populations presented no significant differences between treatments. Conversely, analyses of fucoxanthin showed higher concentrations of carotenoid in both populations when exposed to 31 °C. Based on our results we are able to assert that populations originally from tropical provinces and pristine environments are not able to colonize eutrophicated warm-temperate environments. However, the interaction between warming and eutrophication can intensify the changes in abiotic environmental conditions. Therefore, the evaluation of interactive effects is fundamental to conserve marine areas where canopy-forming algae are distributed. The reduction of anthropogenic eutrophication is especially important in the protection of *Sargassum* and brown habitat-forming algae in coastal areas, preserving the submersed forests of the South Atlantic.

**Keywords:** Thermal anomaly; Eutrophication; Stressors interaction; Marine biogeographical provinces; Canopy-forming algae.

## LISTA DE FIGURAS

### INTRODUÇÃO

- Figura 1: Gráfico *lollipop* evidenciando eventos de *Marine Heatwaves* (MHWs) para o intervalo de tempo de 1987 até 2017 na região de Canasvieiras, Florianópolis - SC. Os pontos preenchidos destacam os dez eventos mais intensos. .... 29
- Figura 2: Tratamentos aplicados em *Sargassum cymosum* de duas populações, Florianópolis (Fln) e Fernando de Noronha (FN), para avaliação dos efeitos interativos entre aquecimento e eutrofização, com base em condições atuais da população de Florianópolis, para comparações do potencial de aclimação de populações alóctones. Tratamentos foram aplicados em quintuplicata, e o controle é considerado como as amostras de Florianópolis expostas à condição atual de nutrientes e 25 °C. Abreviaturas: CAN: Concentração atual de nutrientes (0,96 µM de amônio ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>. 7H<sub>2</sub>O); 0,46 µM de fosfato de sódio (Na<sub>2</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>), 0,38 µM de nitrato de sódio (NaNO<sub>3</sub>)); CFN: Concentração futura de nutrientes (80 µM, 5 µM e 40 µM dos mesmos respectivos sais.) ..... 31

## LISTA DE TABELAS

### INTRODUÇÃO

Tabela 1. Resumo das <i>Marine Heatwaves</i> de verão calculadas através do pacote <i>RMarineHeatwaves</i> (Smit et al. 2016) do software R (R CORE TEAM, 2018), para o intervalo de tempo de 1987 até 2017 na região de Canasvieiras, Florianópolis - SC. ....	29
Tabela 2: Valores de concentração de nutrientes para a província temperada quente (referência ao município de Florianópolis (Gouvêa et al. (2018)) e província tropical (referência à ilha de Fernando de Noronha, de acordo com Braga, Chiozzini e Berbel, 2018). Siglas: CAN: condição atual de nutriente, referência para Florianópolis, tratamento; CFN: concentração futura de nutrientes, condição eutrófica para Florianópolis, tratamento. Os valores de amônio ((NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> . 7H <sub>2</sub> O), fosfato (Na <sub>2</sub> H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) e nitrato (NaNO <sub>3</sub> ) são expressos em micromolar (µM). ....	30

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APA	Área de Proteção Ambiental
CAN	Concentração Atual de Nutrientes
CCB	Centro de Ciências Biológicas
CFN	Concentração Futura de Nutrientes
CH <sub>4</sub>	Metano
CNC	Current nutrient condition
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
FL	Florianópolis
FN	Fernando de Noronha
FNC	Future Nutrient Condition
HPLC	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
Km	Quilômetro
LAFIC	Laboratório de Ficologia
MHW	<i>Marine Heatwaves</i>
N <sub>2</sub> O	Óxido de nitrogênio
NOOA	National Oceanic and Atmospheric Administration
ODS	Objetivo do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PARNA	Parque Nacional
PARNAMAR	Parque Nacional Marinho
PE	Pernambuco
PGR	Procuradoria-Geral da República
SC	Santa Catarina
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UTN	Unidade de Turbidez Nefelométrica

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>15</b>
1.1.	INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS NO AMBIENTE MARINHO.....	15
1.1.1.	<b>Ondas de calor marinhas (<i>marine heatwaves</i>) e aquecimento global.....</b>	<b>17</b>
1.1.2.	<b>Eutrofização marinha</b> .....	<b>18</b>
1.2.	ALGAS BENTÔNICAS E OS IMPACTOS DAS ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS	20
1.3.	BANCOS DE <i>SARGASSUM</i> NO ATLÂNTICO SUL E A INTERATIVIDADE DE ESTRESSORES .....	22
1.4.	OBJETIVOS.....	25
1.4.1.	<b>Objetivo Geral</b> .....	<b>25</b>
1.4.2.	<b>Objetivos Específicos</b> .....	<b>26</b>
<b>2.</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>27</b>
2.1.	ÁREAS DE ESTUDO E COLETA DE MATERIAL BIOLÓGICO.....	27
2.2.	DETERMINAÇÃO DOS NÍVEIS DE TEMPERATURA E ENRIQUECIMENTO DE NUTRIENTES .....	28
2.3.	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	30
2.4.	TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVA .....	31
2.5.	ANÁLISE DA FOTOSSÍNTESE A PARTIR DA FLUORESCÊNCIA <i>IN VIVO</i> DA CLOROFILA <i>A</i> .....	32
2.6.	DETERMINAÇÃO DA FRAÇÃO CAROTENOÍDICA FUcoxantina POR CROMATOGRAFIA LIQUIDA DE ALTA EFICIÊNCIA (HPLC) .....	32
2.7.	ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	33
<b>3.</b>	<b>CAPÍTULO 1: OS EFEITOS DO AQUECIMENTO OCEÂNICO E POLUIÇÃO SOBRE OS BANCOS DE SARGASSUM</b> .....	<b>34</b>
3.1.	INTRODUÇÃO.....	34
3.2.	MATERIAL E MÉTODOS.....	36
3.2.1.	<b>Coleta e condições experimentais</b> .....	<b>36</b>
3.2.2.	<b>Taxas de crescimento</b> .....	<b>38</b>
3.2.3.	<b>Análise <i>in vivo</i> da fluorescência da clorofila <i>a</i></b> .....	<b>38</b>
3.2.4.	<b>Determinação de fucoxantina por HPLC</b> .....	<b>38</b>
3.2.5.	<b>Análises estatísticas</b> .....	<b>39</b>
3.3.	RESULTADOS .....	39
3.3.1.	<b>Análises estatísticas</b> .....	<b>39</b>

<b>3.3.2. Taxas de crescimento (TCs).....</b>	<b>39</b>
<b>3.3.3. Análise <i>in vivo</i> da fluorescência da clorofila <i>a</i> .....</b>	<b>40</b>
<b>3.3.4. Fucoxantina.....</b>	<b>40</b>
<b>3.4. DISCUSSÃO.....</b>	<b>40</b>
<b>4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>47</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>50</b>

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS NO AMBIENTE MARINHO

Ambientes marinho-costeiros e marinho-oceânicos estão sujeitos aos impactos antrópicos em diferentes escalas espaciais e temporais (WERNBERG et al., 2011a). Atualmente, entre 50-70% da população mundial habita regiões costeiras, do litoral até aproximadamente 60 Km da linha de costa (GONÇALVES; MARQUES, 2017). A massiva ocupação territorial, associada às atividades agropecuárias, pesqueiras e industriais têm sido responsáveis pela degradação da qualidade de água (GONÇALVES; MARQUES, 2017; HALPERN et al., 2012; MANI-PERES et al., 2016; SMALE et al., 2019; VON GLASOW et al., 2013). Em contrapartida, as ilhas oceânicas localizam-se em regiões marinhas que demonstram um decréscimo significativo de impactos das pressões antrópicas nas últimas décadas, especialmente aquelas relativas às mudanças climáticas e ao aquecimento global (HALPERN et al., 2015). Associam-se a este cenário os impactos provenientes da poluição, especialmente por rejeitos sólidos como plásticos (DE SOUZA PETERSEN et al., 2016; MONTEIRO; IVAR DO SUL; COSTA, 2018), e poluentes a eles associados, como pesticidas (DIAS et al., 2018), e a descargas de nutrientes (BRAGA; CHIOZZINI; BERBEL, 2018; CABRAL-OLIVEIRA; PARDAL, 2016), que reduzem a biodiversidade e ameaçam estes sistemas.

As atividades humanas são responsáveis pela modificação não apenas das características da paisagem, mas também das características abióticas do meio (SMALE et al., 2019). A introdução de poluentes orgânicos e inorgânicos, o aumento da deposição de nutrientes dissolvidos e as alterações no pH são exemplos de impactos humanos sobre a qualidade da água dos ambientes marinhos (DUBINSKY; STAMBLER, 1996; HARLEY et al., 2006; VIKAS; DWARAKISH, 2015; VON GLASOW et al., 2013; WALLACE et al., 2014; ZENG; CHEN; ZHUANG, 2015). A elevação dos nutrientes pode alterar a habilidade competitiva de espécies perenes *k*-estrategistas, favorecendo espécies oportunistas (*r*-estrategistas), que absorvem rapidamente estas substâncias e resistem à toxicidade provocada por suas concentrações elevadas, muitas vezes observadas em ambientes urbanizados. Nestas circunstâncias, nos ambientes marinhos se observa o predomínio de espécies *r*-estrategistas, como aquelas do gênero *Ulva* (L.), em detrimento de espécies perenes, como aquelas do gênero *Sargassum* (SCHERNER; BONOMI BARUFI; HORTA, 2012). Este processo

culmina na alteração da fisionomia da comunidade, com a perda biodiversidade e simplificação da estrutura espacial e genética dos organismos bentônicos (BURKHOLDER; TOMASKO; TOUCHETTE, 2007; MARTINS et al., 2012; SCHERNER et al., 2013). Estes impactos podem ocorrer em diferentes escalas espaciais, sendo elas locais, regionais ou globais, de acordo com o potencial de modificação dos ambientes (WERNBERG et al., 2011a).

Atualmente, as modificações do clima, provenientes do aquecimento das águas do mar e da acidificação oceânica são fatores de extrema preocupação em escala global (FRÖLICHER; LAUFKÖTTER, 2018; HARLEY et al., 2006; NIKINMAA, 2013; WALLACE et al., 2014; ZENG; CHEN; ZHUANG, 2015). Considerando o avanço do processo de aquecimento, isolar as causas das transformações observadas nos ambientes costeiros é importante para orientar ações de mitigação ou manejo em diferentes ecossistemas. Saber o peso das causas da perda de diversidade e funções ecossistêmicas, saber se estão relacionadas à poluição ou à eutrofização, processos que se observam localmente (HALPERN et al., 2008; HOWARTH et al., 2011; WALLACE et al., 2014), ou com estressores globais, como aquecimento e acidificação, qualifica a gestão e seus desdobramentos políticos do ponto de vista socioambiental e econômico. Vale ressaltar que os estressores de diferentes escalas interagem entre si, e acarretam efeitos diferenciados para os organismos marinhos em relação à sua exposição isolada (GOUVÊA et al., 2017; SCHUBERT et al., 2019).

Com base nos efeitos interativos entre estressores, a proposta de realização de experimentos com diferentes fatores é importante para aprimorar a compreensão dos impactos sobre a fisiologia dos organismos, permitindo a construção de cenários plausíveis relacionados ao funcionamento dos ecossistemas em diferentes escalas (GOUVÊA et al., 2017; WERNBERG; SMALE; THOMSEN, 2012). Infelizmente, ainda existem muitas lacunas experimentais que aumentem a compreensão destes efeitos interativos (WERNBERG; SMALE; THOMSEN, 2012). Principalmente para os organismos bentônicos, estudos com o enfoque na interação entre fatores são chave para medidas de monitoramento e conservação. Os organismos bentônicos, pelo seu hábito de vida sésil, são expostos ao longo do seu ciclo de vida às variações ambientais do meio (JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2009), e têm a sua fisiologia e dinâmica populacional influenciados pela qualidade de água. Assim, a associação de diferentes estressores pode intensificar o potencial danoso para as espécies (NIKINMAA, 2013; ZENG; CHEN; ZHUANG, 2015), bem como induzir respostas diferenciadas que interfiram na sua permanência no ecossistema marinho.

### 1.1.1. Ondas de calor marinhas (*marine heatwaves*) e aquecimento global

O aquecimento global é o efeito de aumento da temperatura superficial média da terra e dos oceanos (IPCC, 2014). Este aumento da temperatura é observado desde o final do século XIX, com o aumento da emissão de gases devido à difusão da atividade industrial após a Revolução Industrial. Estas atividades lançam na atmosfera gases do efeito estufa (dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O)), que reduzem a perda de calor da superfície para a atmosfera (RAMANATHAN; FENG, 2009). Neste processo, observa-se continuamente o aumento da temperatura da terra ao longo do tempo, com estimativas de aumento de 2 a 4 °C até o final do século (GATTUSO et al., 2015; IPCC, 2014; RAMANATHAN; FENG, 2009).

Conjuntamente ao aquecimento a longo prazo, existem fenômenos de anomalia de calor, em que o efeito do aumento da temperatura é regionalmente pronunciado (OLIVER et al., 2019). Estas anomalias térmicas são percebidas desde a década de 1950 (IPCC, 2014), como intensificação no Atlântico sul dos fenômenos de El Niño e La Niña (RODRIGUES et al., 2019), e no ambiente marinho, as ondas de calor marinho, aqui chamadas de *Marine Heatwaves* (MHW). *Marine Heatwaves* são períodos de extremo aquecimento de áreas específicas da superfície marinha, que ocorrem quando o limite da normal climatológica dessa área é ultrapassado por no mínimo cinco dias consecutivos (FRÖLICHER; LAUFKÖTTER, 2018). Entretanto, esta onda de calor pode persistir desde o tempo mínimo até meses e se estender por milhares de quilômetros (FRÖLICHER; LAUFKÖTTER, 2018, HOLBROOK et al., 2019), influenciando processos oceanográficos e climatológicos.

Existem evidências robustas que apontam o aquecimento global como causa da maior intensidade e frequência das *Marine heatwaves* (MHWs), aumentando o risco de impactos graves e, em alguns casos, irreversíveis (FRÖLICHER; LAUFKÖTTER, 2018; OLIVER et al., 2018; PERKINS; ALEXANDER; NAIRN, 2012). Diversos estudos sugerem que a contribuição da forçante antropogênica foi uma das responsáveis pela ocorrência de grandes MHWs registrados nos últimos anos, e em diferentes regiões e oceanos. Por exemplo, no oceano Pacífico, em 2011, no Oeste da Austrália, diversas espécies de macroalgas formadoras de dossel entraram em colapso após um evento extremo de onda de calor. Estes bancos de algas não conseguiram se recuperar, resultando em uma mudança estrutural na comunidade e comprometendo serviços ecossistêmicos, como a disponibilidade de nicho e

sequestro de CO<sub>2</sub> (SMALE; WERNBERG, 2013). Em 2017, em Pile Bay, ao sul da Austrália, devido a ondas de calor extremas houve a perda total de uma espécie de *kelp*, sendo substituída pela alga invasora *Undaria pinnatifida* ((Harvey) Suringar, 1873) (THOMSEN et al., 2019). No Atlântico sul, no Uruguai, foi registrado em 2017 a mais intensa *marine heatwave* da região dos últimos 30 anos, causando a morte de toneladas de peixes e a proliferação de algas tóxicas, levando ao fechamento de algumas praias (MANTA et al., 2018).

Devido ao aumento da frequência e intensidade de *marine heatwaves* no Atlântico Sul, estudos focados em algas estruturadoras nesta área devem ser desenvolvidos, para avaliação da dinâmica das populações frente às mudanças climáticas globais. De acordo com as estimativas do IPCC (2014), em um cenário preditivo futuro, espera-se um aumento médio de dois a quatro graus na temperatura nas ecorregiões marinhas temperadas-quentes. Além disso, como apontam Frölicher et al. (2018), Rodrigues et al. (2019) e Smale et al. (2019), as anomalias térmicas e as *marine heatwaves* vêm aumentando em frequência e intensidade, em diferentes regiões do globo, em associação ao fenômeno de aquecimento global. Assim, torna-se necessária a avaliação das respostas dos organismos frente as temperaturas registradas em eventos extremos de aumento de temperatura, para conhecimento do real impacto das anomalias térmicas sobre a sua capacidade de resistência e aclimação.

### **1.1.2. Eutrofização marinha**

A eutrofização é um fenômeno causado pelo excesso de nutrientes numa massa de água. Como um processo natural, ela ocorre pelo aporte de matéria orgânica e de origem mineral no sistema, carreadas por chuvas e cursos d'água de forma sucessiva, porém lenta e gradual (milhares de anos). Em condições normais e em ambientes com disponibilidade de oxigênio, a degradação da matéria orgânica nos sistemas aquáticos ocorre por ação microbiana, e os nutrientes são reciclados e disponibilizados para os produtores primários (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2009). Entretanto, quando o aporte de matéria orgânica ocorre em altas concentrações ou volumes, a degradação natural não ocorre, e o sistema tem seu equilíbrio biogeoquímico alterado (CABRAL; BERCOVICH; FONSECA, 2019).

Já ao processo de introdução artificial de matéria orgânica em ambientes aquáticos denomina-se de eutrofização cultural (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; JÚNIOR;

MORAES; MAURAT, 2009; NIXON, 1995). Resíduos da agricultura e a deposição de rejeitos urbanos são os maiores responsáveis pela introdução de altas concentrações de compostos nitrogenados e fosfatados em ambientes marinhos (JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2009). De acordo com o grau de introdução de nutrientes, os ambientes marinhos passam de condições oligotróficas e mesotróficas, para condições eutróficas e hipertróficas, momentos que podem combinar a toxicidade do excesso de nutrientes com a falta de oxigênio na água (JÚNIOR; MORAES; MAURAT, 2009; NIXON, 1995). Este tipo de poluição tem sérias implicações ecológicas, como a seleção de organismos tolerantes, redução da biodiversidade local e regional, florações de macrófitas ou de algas algumas vezes nocivas, e redução da concentração de oxigênio dissolvido, culminando em ambientes hipóxia ou anóxicos, as chamadas zonas mortas (BURKHOLDER; TOMASKO; TOUCHETTE, 2007; NIXON, 1995; SCHERNER et al., 2013).

Recentes estudos associam a poluição e eutrofização costeiras com a perda de biodiversidade na costa brasileira. De acordo com dados de Scherner et al. (2013), em ambientes sob a pressão da urbanização e descarga de resíduos domésticos houve uma grande alteração da riqueza das comunidades algais. Os autores destacam a massiva perda de espécies calcárias e dos bancos de algas pardas nestas áreas, o que torna os habitats menos complexos e com predominância de algas verdes. Por sua vez, Martins et al. (2012) também já haviam apontado esta mudança na riqueza entre ambientes impactados e outros considerados prístinos. No levantamento florístico feito pelos autores, observou-se a redução de táxons em ambientes impactados, e maior proporção de algas vermelhas e pardas em ambientes conservados, o que demonstra a possível perda de estruturação de habitats em ambientes sob a pressão de eutrofização devido um processo de urbanização costeira não planejada.

Apesar da evidência de perda de biodiversidade no Atlântico Sul, pouco ainda é conhecido sobre os efeitos da intensificação da eutrofização marinha nesta parte do globo. Conforme trabalho desenvolvido por Ménesguen & Lacroix (2018), em uma revisão sobre a ocorrência e publicação de dados relativos ao monitoramento da eutrofização marinha e suas consequências (*e.g.* marés verdes e vermelhas), os autores pontuam grande número de registros e publicações em regiões do globo reconhecidas pelo alto impacto do enriquecimento costeiro, e extensivas lacunas de modelagens preditivas de eutrofização em outras regiões. Além disso, apontam a necessidade de incorporação dos impactos sobre algas e nas cadeias tróficas para aumentar a complexidade e veracidade dos modelos, de forma a

fomentar políticas públicas de monitoramento do *input* de nutrientes nos sistemas marinhos e mitigação dos seus impactos.

## 1.2. ALGAS BENTÔNICAS E OS IMPACTOS DAS ALTERAÇÕES ANTRÓPICAS

Macroalgas bentônicas são fotossintetizantes aquáticos, que compartilham como característica comum a clorofila *a* como pigmento fotossintético principal. As macroalgas são divididas em três grandes grupos, das algas verdes (Chlorophyta), vermelhas (Rhodophyta) e pardas (Ochrophyta, classe Phaeophyceae) (LEE, 2008). Em ambientes costeiros, formam bancos naturais, ou dosséis, que possuem diferentes funções ecológicas. Entre eles, a de proteção da costa contra o hidrodinamismo e intempéries das ondas (MORK, 1996), induzem assentamento larval, servem de abrigo para reprodução e alimentação de animais bentônicos (CHAPMAN, 1987; PINNEGAR et al., 2000), e participam do balanço e ciclagem de nutrientes (MINEUR et al., 2015). Além disso, possuem papel importante nas comunidades marinhas, conferindo maior complexidade de habitat e diversidade de nichos, suportando assim grande biodiversidade de organismos associados.

Globalmente, devido a fatores como poluição, sobrepesca, modificações da linha de costa e variações climáticas, observa-se a redução e perda dos dosséis de algas em diferentes ecossistemas (THIBAUT et al., 2005). A grande preocupação é com a substituição destes bancos complexos por formações mais simples, como as algas formadoras de *turf*, que não exercem as mesmas funções e nem fornecem a mesma complexidade estrutural (GORMAN et al., 2020). Na costa brasileira, por exemplo, o *turf* é o componente mais abundante dos recifes, ocupando cerca de 52,9% da área (AUED et al., 2018). Dentre os grupos de algas, aquelas pertencentes à classe Phaeophyceae, e especialmente das ordens Fucales e Laminariales, são reconhecidas como as principais formadoras de florestas submersas. As algas dos gêneros *Cystoseira* spp., *Durvillaea* spp., *Fucus* spp e *Sargassum* spp. são as maiores formadoras de dossel ao redor do mundo (WERNBERG; FILBEE-DEXTER, 2019). Ainda assim, também é reconhecido que os bancos destas algas vêm sendo constantemente reduzidos e ameaçados por pressões antrópicas.

Algas formadores de dossel (ou florestas submersas), como outros ecossistemas marinhos, estão ameaçados por condições ambientais associadas ao clima global em curso, como o aumento da temperatura da água do mar, acidificação oceânica e aumento do nível do mar. Esses fenômenos estão aliados as variações climáticas dos regimes de chuvas, que

aumentam a sedimentação e a turbidez nas zonas costeiras, através da ressuspensão de sedimentos e aumento do escoamento terrestre (IPCC, 2014), que pode carrear poluentes das regiões continentais para o mar, intensificando o efeito de eutrofização.

Com relação às variações na temperatura, observa-se que as pressões do aquecimento em regiões temperadas e frias são responsáveis pela redução dos bancos de algas (HARLEY et al., 2006, 2012; SMALE; WERNBERG, 2013). Isto ocorre pelos efeitos fisiológicos que o aumento da temperatura acarreta, como redução na formação de gametas reprodutivos, menor taxa de recrutamento e redução das taxas de crescimento (HARLEY et al., 2012). Outro fator relacionado é o aumento da pressão de herbivoria, uma vez que temperaturas mais altas interferem no metabolismo dos herbívoros e como consequência, aumenta a pressão de pastejo sobre os bancos de algas (WERNBERG; FILBEE-DEXTER, 2019). Macroalgas quando expostas ao estresse térmico de uma MHW podem apresentar comprometimento da síntese de compostos defensivos, como metabólitos secundários, que conferem baixa palatabilidade, deixando estas mais expostas aos herbívoros (HARLEY et al., 2012). Há também, em algumas espécies, o comprometimento de sua capacidade de estocar reservas energéticas, açúcares, reduzindo seu teor calórico, induzindo um pastejo mais intenso para a atenção das demandas do herbívoro (HARLEY et al., 2012; RICH et al., 2018; VERGÉS et al., 2014). Estas interferências nas relações entre herbívoros e os produtores primários podem comprometer sua capacidade de recuperação durante ou após eventos de aquecimento.

Em relação ao efeito dos nutrientes, sabe-se que os elementos nitrogênio e fósforo são imprescindíveis no processo de produção primária. Como já proposto por Redfield desde os anos de 1930, organismos fotossintetizantes possuem um requerimento nutricional mínimo de nitrogênio e fósforo (DOWNING et al., 1999; ODUM; BARRET, 2007). Além disso, não basta apenas que estes elementos estejam presentes em quantidades mínimas requeridas, eles devem estar disponíveis para assimilação em razão proporcional, capaz de manter o equilíbrio fisiológico necessário para que todos os processos de assimilação e incorporação de nutrientes possam ser mantidos (DOWNING et al., 1999). Isto porque, em doses acima do requerido, como no processo de eutrofização, a acumulação de nutrientes exerce efeito de toxicidade para os organismos fotossintéticos (CAMARGO; ALONSO, 2006; FOYER, 1996), que não são capazes de assimilá-los na incorporação à matéria orgânica. Com isto, a seletividade de espécies ocorre pela capacidade que algumas possuem de tolerar e metabolizar elevadas cargas de nutrientes (GRALL; CHAUVAUD, 2002), como por exemplo as espécies *r*-estrategistas pertencentes ao gênero *Ulva*, causadora de marés verdes (BERMEJO et al., 2019;

FLETCHER, 1996; WANG et al., 2013). Entender a dinâmica de resposta de espécies perenes como as *k*-estrategistas ao incremento de nutrientes é fundamental para o monitoramento e preservação de áreas de predomínio de algas formadoras de dossel.

No Atlântico Sul, as principais algas estruturadoras e formadoras de dossel ameaçadas pelo efeito do aquecimento das águas pertencem ao gênero *Sargassum*, que se distribui ao longo de toda a costa, e é responsável por significativa cobertura em costões rochosos. Pela sua ampla distribuição, as populações de *Sargassum* estão sujeitas a diferentes pressões antrópicas, que podem interferir de modo diferenciado sobre a sua distribuição e capacidade de resistência.

### 1.3. BANCOS DE *Sargassum* NO ATLÂNTICO SUL E A INTERATIVIDADE DE ESTRESSORES

No Atlântico Sul as populações de *Sargassum* distribuem-se ao longo de toda a linha de costa, com limites de ocorrência entre os estados do Maranhão e Rio Grande do Sul (FORZZA et al., 2010). Existem problemas de identificação taxonômica para o grupo (MATTIO; PAYRI, 2011; YIP; QUEK; HUANG, 2020), por se tratar de um gênero com especiação recente (CAMACHO et al., 2015). Ainda assim, na costa brasileira são reconhecidas 10 espécies e 12 variedades de *Sargassum*, nenhuma endêmica (FORZZA et al., 2010).

Considerando a sua amplitude de distribuição, deve-se buscar a compreensão dos mecanismos que propiciem ao grupo a resistência a diferentes condições ambientais. As algas pardas como as do gênero *Sargassum* são capazes de sintetizar uma ampla gama de metabólitos secundários, responsáveis pela detoxificação de poluentes, foto e termoproteção, e redução da palatabilidade para herbívoros (BALBOA et al., 2013; SATHYA et al., 2017; SCHMITZ et al., 2018). Entretanto, é descrito em literatura que estas algas não suportam condições extremas de eutrofização (SCHERNER; BONOMI BARUFI; HORTA, 2012), embora sejam capazes de apresentar resistência e resiliência em ambientes com alta disponibilidade de metais traço e mesmo elevada turbidez e sedimentação (COSTA et al., 2019b; TEIXEIRA; SÁ; DERGAM, 2019).

No contexto de aquecimento global, observa-se que ambientes marinhos temperados e frios passam pelo processo de tropicalização, ou seja, elevação das temperaturas médias das águas (HARLEY et al., 2006; KOMATSU et al., 2014; VERGÉS et al., 2014). Esta mudança

física dos ambientes pode interferir na característica do habitat, e alterar a dispersão e ocorrência dos bancos de algas (KOMATSU et al., 2014). Especificamente no caso de *Sargassum*, ainda que as populações sejam bem distribuídas ao longo das latitudes no Atlântico Sul, desde regiões tropicais a temperadas (FORZZA et al., 2010), as mudanças na temperatura das águas em associação com outros estressores podem influenciar negativamente a fisiologia do grupo, e alterar sua capacidade de dispersão (SISSINI et al., 2017). Não pode se descartar que existem diferenças ecotípicas de populações por muito tempo isoladas por processos oceanográficos. Estas diferenças podem se acumular e elevar a vulnerabilidade de populações que colonizam áreas mais frias. Neste caso, estas populações poderiam ser substituídas por organismos originados de sistemas tropicais. Entretanto estes ambientes, muitos deles recifais, guardam condições ambientais diferentes, especialmente considerando o regime de disponibilidade de nutrientes. Abordagens experimentais considerando estes dois aspectos passam a ser fundamentais para se compreender como estas populações irão se comportar diante das transformações que as regiões costeiras vêm sofrendo.

A interação entre parâmetros abióticos é responsável pela intensificação dos efeitos de toxicidade de contaminantes (NIKINMAA, 2013) e pelo maior estresse fisiológico dos organismos. Populações com histórico de exposição a fatores de estresse tendem ao processo de aclimação e resistem aos distúrbios ambientais. Entretanto, com as mudanças no ambiente, populações alóctones podem expandir sua área de distribuição, e, de acordo com os parâmetros abióticos em interação, ter ou não sucesso na sua colonização de novos habitats (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006). No processo de colonização, as populações alóctones podem ter maior sucesso na competição com populações nativas, alterando assim a dinâmica e ocasionando o processo de sucessão. Por isto, compreender a dinâmica e a interação entre os efeitos de processos de escala global, como o aquecimento das águas, e processos locais, como a eutrofização, é importante para avaliar a capacidade de resistência, dispersão e manutenção dos bancos de algas estruturadoras.

Neste contexto, também é interessante a comparação entre populações de ilhas oceânicas e costeiras, devido às diferentes pressões ambientais a que estão sujeitas. *Sargassum* possui uma estratégia de dispersão por flutuação, com propagação dos propágulos por longas distâncias, transportados por correntes (SISSINI et al., 2017). Com a tropicalização dos ambientes temperados é esperado que as populações de ambientes tropicais alcancem regiões de maiores latitudes (GORMAN et al., 2016). Entretanto, o sucesso de colonização

será dependente da capacidade de resistência às condições ambientais, especialmente a maior disponibilidade de nutrientes, uma vez que populações de ilhas oceânicas estão sujeitas a uma condição oligotrófica, enquanto ilhas costeiras têm maior pressão e interferência da ocupação humana.

Como exemplos de populações em condições de extremos diferenciais, estão os espécimes de *Sargassum* de Fernando de Noronha (PE), litoral nordeste brasileiro, e de Florianópolis (SC), no sul do país. Fernando de Noronha é um arquipélago oceânico, localizado a 4° de latitude ao sul da linha do Equador, e distante da costa em 350 Km. Seu território está distribuído entre a área de proteção ambiental (APA) de Fernando de Noronha, criada pelo Decreto nº 92.755/86, e o parque nacional marinho (PARNAMAR) de Fernando de Noronha, instituído pelo Decreto 96.693/88 (ICMBIO, 2017; PGR, 2018). Apesar de sua grande importância para a conservação, o plano de manejo da unidade só foi instituído em 2005 (ICMBIO, 2017), e é uma área sob crescente ameaça de ocupação humana, pressão imobiliária e turística. Novos projetos em discussão desejam flexibilizar as regras de visitação e ocupação de residentes (PGR, 2018), ampliando assim a ocupação e o tráfego humano, o que poderia colocar em risco a conservação da biodiversidade do arquipélago devido às problemáticas relativas ao aumento da poluição, geração de resíduos e pressão de consumo de recursos naturais.

Em contrapartida, o município de Florianópolis é uma ilha costeira, capital do estado catarinense, que passa pelo aumento da pressão imobiliária e possui como principais atividades econômicas do município o comércio, juntamente com a prestação de serviços públicos, indústria de transformação e o turismo (PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS, 2020). Entretanto, junto com o desenvolvimento econômico e o crescimento populacional, intensificado no verão, observa-se uma degradação ambiental crescente na zona costeira de Florianópolis e municípios adjacentes. O esgoto doméstico, os resíduos hospitalares, agrotóxicos, efluentes industriais e erosão do solo se tornam seus principais agentes impactantes (BOUZON et al., 2006). Segundo o relatório de 2020, realizado pelo instituto TrataBrasil (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2020), somente 48,03% do esgoto é tratado em relação à água consumida nos imóveis de Florianópolis. Além disso, como todo o sul do Brasil, esta região é fortemente influenciada pela pluma do Rio da Prata, que carrega anualmente toneladas de nutrientes inorgânicos dissolvidos (MÖLLER et al., 2008), intensificando a fertilização da região marinha costeira na província biogeográfica temperada quente do Atlântico sul. Este quadro de degradação ambiental é preocupante,

principalmente pela observação da alteração das comunidades bentônicas e distribuição dos bancos de macroalgas (MARTINS et al., 2012; SCHERNER et al., 2013). Por se localizar em uma zona climática temperada, com o crescente do aquecimento global, a região costeira de Florianópolis pode sofrer com o processo de tropicalização, e os efeitos da interação entre aquecimento e eutrofização merecem atenção para a conservação dos bancos de *Sargassum* na região.

Avaliações da fisiologia de algas podem indicar a capacidade de tolerância às modificações ambientais, e no caso de *Sargassum*, contribuir para estas políticas públicas de manejo de bancos naturais, para que seja mantida a estruturação de comunidades bentônicas. Em particular, para algumas espécies com limites de distribuição sul, assim como *Sargassum* no litoral de Santa Catarina, onde a variabilidade ambiental é maior do que em baixas latitudes, a adaptação bioquímica para resistência aos parâmetros ambientais pode ser uma resposta de adaptação ao habitat nesse limite de distribuição. E por fim, a investigação de como populações de regiões tropicais poderiam se adaptar a condições locais do limite de distribuição sul, com implicação para a competição pelo habitat é importante para o manejo e monitoramento do processo de sucessão local. Estudos que visem contribuir com a conservação dos ambientes marinhos tem sua importância fundamentada e alinhada com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODSs) propostos pela Organização das Nações Unidas (ONU) para a conservação dos recursos naturais (ONU, 2017). Especificamente, o ODS 14 trata da “Conservação e uso sustentável dos oceanos, mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável” (UNITED NATIONS, 2019), em que se destaca a necessidade de manejo e redução da poluição marinho-costeira e proteção dos sistemas marinhos contra os efeitos das mudanças climáticas globais. Assim, a realização de estudos científicos que corroborem os conhecimentos acerca dos impactos humanos em zonas marinhas e marinho-costeiras é fundamental para o fomento de políticas públicas de gestão e monitoramento ecossistêmico.

## 1.4. OBJETIVOS

### 1.4.1. Objetivo Geral

Avaliar as respostas fisiológicas de duas populações de *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820), com históricos de pressão antrópica diferentes, submetidos à associação de

estressores, em simulações de aumento de temperatura e eutrofização, para avaliação da sua resistência.

#### **1.4.2. Objetivos Específicos**

- Avaliar experimentalmente os efeitos fisiológicos (taxa de crescimento, análise *in vivo* da clorofila *a* e a fração de carotenoide fucoxantina) do aumento de temperatura (estressor global) e concentração de nutrientes (estressor local) em duas populações de *Sargassum cymosum* (tropical e temperada quente), simulando a interação entre eles;
- Avaliar os efeitos da interação dos estressores para populações com históricos ambientais distintos e de diferentes latitudes da costa brasileira;

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. ÁREAS DE ESTUDO E COLETA DE MATERIAL BIOLÓGICO

A costa oeste do Atlântico Sul, onde está inserido o litoral Brasileiro, pode ser dividida em duas regiões biogeográficas principais, uma tropical e uma temperada quente (HORTA et al., 2001; SPALDING et al., 2007), ambientes com características oceanográficas e ambientais influenciadas por massas de água distintas. As características da plataforma continental e das regiões costeiras do sul do litoral brasileiro são influenciadas pela circulação de massas de água. Especialmente no período de inverno, há o domínio do fluxo equatorial da pluma do Rio da Prata, e das águas frias e ricas em nutrientes da Corrente das Malvinas, que enriquecem as águas da região costeira sul do país. Por outro lado, durante o verão é crescente a influência das águas mornas, salgadas e oligotróficas da corrente brasileira, que vem do litoral Nordeste, trazendo consigo propágulos de diferentes grupos e espécies (GORMAN et al., 2016; PIOLA et al., 2018). Em áreas específicas, destaca-se durante o verão a ocorrência do fenômeno de ressurgência da Água Central do Atlântico sul (ACAS), que além de resfriar ambientes costeiros extensos, enriquece estas regiões com nutrientes (NETO; PONZI; SICHEL, 2004; PORTILHO-RAMOS et al., 2019).

Para o presente estudo, foram selecionadas duas populações de *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820), com origens em duas diferentes províncias biogeográficas, conforme descrito por Spalding et al. (2007). Os locais de coleta foram em duas ilhas distantes 24° de latitude na costa brasileira, na ilha de Santa Catarina, Florianópolis, caracterizado como clima temperado quente, e em Fernando de Noronha, Pernambuco, como clima tropical. As coletas em Florianópolis foram realizadas na praia de Ponta das Canas (27°23'32.2"S, 48°26'09.3"O), na região norte da Ilha de Santa Catarina. Esta área é reconhecida pela grande urbanização e influência de aporte continental de nutrientes e águas residuais (MARTINS et al., 2012). Já as coletas realizadas em Fernando de Noronha ocorreram na praia do Boldró (3°50'36.0"S, 32°25'48.1"O), ponto aberto à visitação turística e ao mergulho, mas sem pressão de ocupação humana no entorno (ICMBIO, 2017). As coletas foram realizadas em 08 de setembro para a população de Fernando de Noronha, e em 14 de setembro de 2018 para a população de Florianópolis, durante o verão, no período de maré baixa (~0 m). Após a coleta, os exemplares foram transportados em caixas térmicas refrigeradas (aproximadamente 20 °C) para o Laboratório de Ficologia (LAFIC, CCB, UFSC), e detalhes das condições

experimentais serão descritas na subseção 2.3 subsequente.

## 2.2. DETERMINAÇÃO DOS NÍVEIS DE TEMPERATURA E ENRIQUECIMENTO DE NUTRIENTES

O presente estudo baseou-se na interação entre os fatores de anomalia climática ou *marine heatwaves* e efeito de eutrofização costeira. Para a determinação das temperaturas e níveis de nutrientes a serem aplicados nos experimentos, foram realizados levantamentos históricos em bases de dados e artigos.

Para a determinação das temperaturas de Florianópolis, referencial do presente estudo, foram avaliadas anomalias climatológicas em banco de dados histórico de temperaturas oceânicas, disponibilizado na forma de *raster* pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), utilizando um intervalo de 30 anos (de 1887 a 2018). A detecção das *marine heatwaves* (MHW) foi realizada por um algoritmo desenvolvido por HOBDAY et al. (2016), com o auxílio do pacote R “*RmarineHeatwaves*” (R CORE TEAM, 2018; SMIT; OLIVER; SCHLEGEL, 2018). O pacote permite a realização do cálculo de uma média normal climatológica, e os percentis (10 e 90) são calculados para cada dia do ano, reunindo todos os dados em um intervalo de 11 dias a cada ano. As MHWs são detectadas como períodos em que as temperaturas aumentam o percentil 90 por pelo menos cinco dias. Eventos discretos com datas de início e término bem definidos, mas com pausas que duram pelo menos dois dias consecutivos de eventos subsequentes de 5 dias são considerados eventos contínuos (Hobday et al., 2016). Após a detecção dos eventos, foi calculado um conjunto de medidas, incluindo intensidade máxima e média (graus Celsius (°C) acima do normal climatológico), duração (tempo entre as datas de início e término, em dias) e intensidade cumulativa (intensidade do produto em °C e duração de um evento). Com isso, foi possível observar que, na região norte da Ilha de Santa Catarina, ocorreram picos de temperatura acima dos 30 °C, e com aumento de sua frequência na última década, justificando a escolha da temperatura experimental de simulação de *marine heatwave* estabelecida em 31 °C (Tabela 1, Figura 1).

Com relação aos níveis de nutrientes, foi verificado que além do esperado gradiente natural de maiores concentrações na província temperada quente, devido aos aportes vindos da Água Central do Atlântico Sul e da Pluma do Rio da Prata (PIOLA et al., 2018), a influência da eutrofização cultural deve ser destacada na região de Florianópolis. Conforme

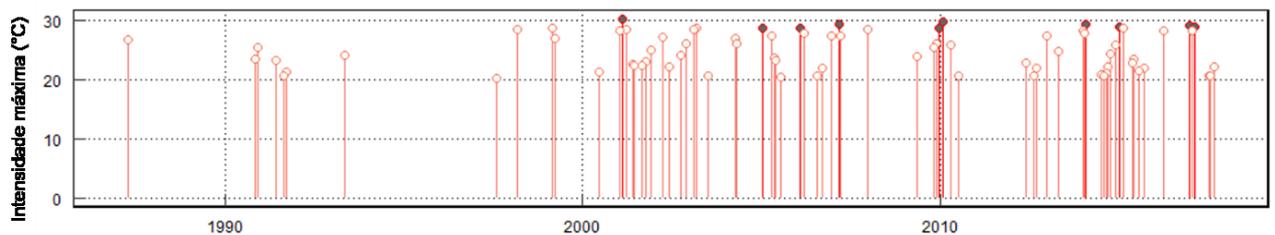
apontam Pagliosa et al (2006), o carreamento de águas residuais é responsável, juntamente com efeitos naturais de ressurgência, pelo aumento significativo das concentrações de nitrogênio (1–49  $\mu\text{M}$ ) e fósforo (0,4–12  $\mu\text{M}$ ) na região. De acordo com avaliações experimentais conduzidas por Gouvêa et al. (2017), com base nos níveis de nutrientes apontados por Pagliosa et al. (2006), a interação entre o efeito de aquecimento, em amplitude similar à anomalia climática verificada, e a simulação do aumento na concentração de nutrientes influenciou negativamente a resposta fisiológica de uma importante alga vermelha para a estruturação da assembleia local. Por esta razão, os níveis de adição de nutrientes seguiram o proposto por Gouvêa et al. (2017). Para simulação do efeito de eutrofização, foram aplicados dois níveis de nutrientes, denominados concentração atual de nutrientes (CAN), com referência aos níveis encontrados em ambiente natural atual, e concentração futura de nutrientes (CFN). As respectivas concentrações dos nutrientes amônio, fosfato e nitrato estão apresentados na Tabela 2, que inclui também os valores ambientais de referência para o ponto amostral em Fernando de Noronha (veja BRAGA; CHIOZZINI; BERBEL, 2018).

Tabela 1. Resumo das *Marine Heatwaves* de verão calculadas através do pacote *RMarineHeatwaves* (Smit et al. 2016) do software R (R CORE TEAM, 2018), para o intervalo de tempo de 1987 até 2017 na região de Canasvieiras, Florianópolis - SC.

Normal Climatológica (°C)	Número de eventos	Duração dias (min-max)	Duração dias (média)	Intensidade média (°C) (min-máx)	Intensidade média (°C) (média)	Intensidade máxima (°C) (média)	Intensidade máxima (°C) (min-máx)
25.7	19	5 - 76	15.2	1.41 – 2.42	1.84	2.29	1.50 – 3.52

Fonte: Baseado em Smit et al. (2016) e dados obtidos através do National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Figura 1: Gráfico *lollipop* evidenciando eventos de *Marine Heatwaves* (MHWs) para o intervalo de tempo de 1987 até 2017 na região de Canasvieiras, Florianópolis - SC. Os pontos preenchidos destacam os dez eventos mais intensos.



Fonte: Baseado em Smit et al. (2016) e dados obtidos através do National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Tabela 2: Valores de concentração de nutrientes para a província temperada quente (referência ao município de Florianópolis (baseado em Gouvêa et al. (2018)) e província tropical (referência à ilha de Fernando de Noronha, de acordo com Braga, Chiozzini e Berbel, 2018). Siglas: CAN: condição atual de nutriente, referência para Florianópolis, tratamento; CFN: concentração futura de nutrientes, condição eutrófica para Florianópolis, tratamento. Os valores de amônio ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), fosfato ( $\text{Na}_2\text{H}_2\text{PO}_4$ ) e nitrato ( $\text{NaNO}_3$ ) são expressos em micromolar ( $\mu\text{M}$ ).

	Amônio	Fosfato	Nitrato
<sup>a</sup> CAN – Temperado-quente	0,96	0,46	0,38
<sup>a</sup> CFN – Temperado quente	80	5	40
<sup>b</sup> Tropical	0,7	0,20	0,20

Fonte: a. Baseado em Gouvêa et al. (2017). b. Valores referência ao descrito por Braga, Chiozzini e Berbel, (2018).

### 2.3. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Antes da aplicação dos tratamentos, as algas foram aclimatadas durante 30 dias, a uma temperatura controlada de 25°C. Esta temperatura foi selecionada por ser a referência da província biogeográfica temperada quente, referente à população de Florianópolis, onde os experimentos foram conduzidos, e como característica do tratamento controle. O experimento foi realizado na escala de microcosmo *in vitro* em frascos Erlenmeyer de 250 mL. As condições ambientais do experimento foram: irradiância de 300  $\mu\text{mol f\u00f3ton}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ , fotoper\u00edodo 12:12 h, salinidade em 34 unidades padr\u00e3o de salinidade (ups), com condu\u00e7\u00e3o por 12 dias sob os tratamentos propostos. Estes valores de irradi\u00e2ncia e temperatura impuseram \u00e0 popula\u00e7\u00e3o tropical, representada pelos esp\u00e9cimes de Fernando de Noronha, a simula\u00e7\u00e3o de eventuais filtros ambientais impostos eventuais processos de dispers\u00e3o para mais altas latitudes.

As algas das duas popula\u00e7\u00f5es (20 g de biomassa por r\u00e9plica, uma planta por frasco, n=5 r\u00e9plicas por tratamento) foram expostas a quatro diferentes tratamentos. Foram selecionadas as temperaturas de 25 °C e 31 °C, mantidas constantes estabelecidas pela aclima\u00e7\u00e3o ambiente da sala, em banhos-maria com aquecedores para a sua manuten\u00e7\u00e3o, em associa\u00e7\u00e3o com os dois n\u00edveis de adi\u00e7\u00e3o de nutrientes. Tendo em vista manter sempre a concentra\u00e7\u00e3o de nutrientes, os aqu\u00e1rios tiveram sua \u00e1gua trocada periodicamente. Em um intervalo de dois dias, os meios de cultivo eram trocados, com renova\u00e7\u00e3o completa da \u00e1gua, e adi\u00e7\u00e3o de nutrientes conforme os tratamentos aplicados.

O tratamento exposto a 25 °C, com as concentra\u00e7\u00f5es atuais de nutrientes foi denominado Controle para ambas as popula\u00e7\u00f5es. Esta escolha foi baseada nas condi\u00e7\u00f5es

atuais às quais a população de Florianópolis (temperada quente) está aclimatada, para avaliar a resposta desta população às condições futuras de eutrofização e *marine heatwaves*, e para comparação do desempenho fisiológico da população de Fernando de Noronha (tropical) às condições atuais e futuras do habitat de Florianópolis, para avaliar sua capacidade de colonização. Os tratamentos são apresentados esquematicamente na Figura 2.

#### 2.4. TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVA

Para avaliar os efeitos dos fatores temperatura e concentração de nutrientes no crescimento dos talos de *Sargassum* sp. foram realizadas mensurações da biomassa fresca no início e no final do experimento. As taxas de crescimento relativo foram calculadas segundo a fórmula de Lignell e Pedersén (1989) (Equação 1).

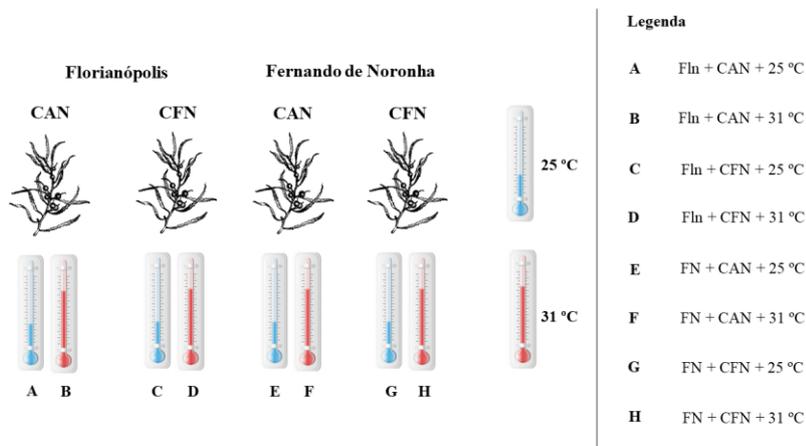
$$TC (\%) = [(MFf / MFi)^{1/t} - 1] \cdot 100, \text{ onde:} \quad [1]$$

MFi = Massa fresca úmida final (g)

MFf = Massa fresca úmida inicial (g)

t = tempo (12 dias)

Figura 2: Tratamentos aplicados em *Sargassum cymosum* de duas populações, Florianópolis (Fln) e Fernando de Noronha (FN), para avaliação dos efeitos interativos entre aquecimento e eutrofização, com base em condições atuais da população de Florianópolis, para comparações do potencial de aclimação de populações alóctones. Tratamentos foram aplicados em quintuplicata, e o controle é considerado como as amostras de Florianópolis expostas à condição atual de nutrientes e 25 °C. Abreviaturas: CAN: Concentração atual de nutrientes (0,96 μM de amônio ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> · 7H<sub>2</sub>O); 0,46 μM de fosfato de sódio (Na<sub>2</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>), 0,38 μM de nitrato de sódio (NaNO<sub>3</sub>)); CFN: Concentração futura de nutrientes (80 μM, 5 μM e 40 μM dos mesmos respectivos sais.)



Fonte: Autoria própria.

## 2.5. ANÁLISE DA FOTOSÍNTESE A PARTIR DA FLUORESCÊNCIA *IN VIVO* DA CLOROFILA *A*

O desempenho fotossintético foi estimado *in vivo* pela fluorescência da clorofila *a* (chl *a*) do fotossistema II (FSII) usando um fluorímetro portátil de pulsos modulados Junior-PAM (Walz, Alemanha). As definições ideais para a espécie estudada foram previamente avaliadas em condições *in situ* e uma vez definidas foram mantidas constantes para as duas populações (ganho= 2 e intensidade da luz de medida= 8). A duração do impulso de saturante foi de 0,8 segundos, sendo realizados três pulsos por réplica (n=15 por tratamento), realizados no último dia de experimento. Para cada amostra foram medidos rendimento quântico ótimo do fotossistema II ( $F_v/F_m$ ), seguindo a Equação 2 (SCHREIBER; SCHLIWA; BILGER, 1986):

$$F_v/F_m = (F_m - F_o)/F_m \quad [2]$$

Onde:

$F_m$  = a fluorescência máxima de uma amostra aclimatada ao escuro;

$F_o$  = a fluorescência basal de amostra aclimatada ao escuro;

$F_v/F_m$  = rendimento quântico ótimo de uma amostra, saturados todos os centros de reação do fotossistema II da alga.

Para assegurar que os centros de reação não estivessem ativos no momento do pulso, as medidas foram realizadas sempre no período escuro do fotoperíodo, com 10h sob a condição escura da câmara de cultivo.

## 2.6. DETERMINAÇÃO DA FRAÇÃO CAROTENOÍDICA FUCOXANTINA POR CROMATOGRAFIA LÍQUIDA DE ALTA EFICIÊNCIA (HPLC)

Utilizou-se cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) para quantificação da fração de carotenoides fucoxantina, presente no extrato metanólico de *Sargassum* sp. Para isto, o extrato bruto de carotenoides totais foi obtido a partir de amostras de 0,5 mg de algas, maceradas em nitrogênio líquido após a dessalinização. A biomassa foi então extraída com 10 mL de metanol (MeOH) grau analítico por 1h protegido da luz, conforme protocolo de Aman et al. (2004).

Após a obtenção do extrato, alíquotas de cada amostra (10  $\mu\text{L}$ ,  $n=3$ ) foram injetadas em um cromatógrafo líquido (Shimadzu LC-10A), equipado com coluna de fase reversa C18 (Vydac 218TP54, 250 mm x 4,6 mm,  $\emptyset$  5  $\mu\text{m}$ , 30 ° C), protegido por uma pré-coluna de fase reversa C18 (Vydac 218GK54,  $\emptyset$  5  $\mu\text{m}$ ) e um detector UV-vis (450 nm). A eluição foi realizada com solução de metanol e acetonitrila (MeOH:CH<sub>3</sub>CN, 90: 10, v/v), em uma taxa de fluxo de 1 mLmin<sup>-1</sup>. A identificação da fração de fucoxantina foi realizada com base em seu tempo de retenção descrito em literatura e co-cromatografia de padrão analítico (Sigma-Aldrich, St. Louis, MO, EUA). A quantificação da fração foi baseada na curva padrão de fucoxantina (concentrações de 1 – 25  $\mu\text{g mL}^{-1}$ ;  $y = 0,0513x$ ;  $r^2 = 0,999$ ). As leituras foram feitas em triplicatas e os resultados foram expressos em mg de fucoxantina por grama de massa úmida (mg. g<sup>-1</sup>).

## 2.7. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para avaliar as diferenças entre os tratamentos sobre as variáveis taxa de crescimento, desempenho *in vivo* da clorofila *a* e concentração de fucoxantina, foi realizada análise de variância (ANOVA) multifatorial, tendo por variáveis descritivas as populações (Fernando de Noronha (FN) e Florianópolis (FL)), temperatura (25 ou 31 °C) e adição de nutrientes (condição atual de nutrientes (CAN) e condição futura de nutrientes (CFN)). Previamente à análise de variância, foi realizada a verificação da normalidade da distribuição dos dados em relação à curva normal de Gauss, pelo teste de Cochran. Para determinar a significância das diferenças entre os tratamentos ( $p < 0,05$ ), foi realizado o teste *a posteriori* de Newman-Keuls. Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team, 2016) no RStudio v.3.6.6 (TEAM, 2016).

### 3. CAPÍTULO 1: OS EFEITOS DO AQUECIMENTO OCEÂNICO E POLUIÇÃO SOBRE OS BANCOS DE SARGASSUM<sup>1</sup>

#### 3.1. INTRODUÇÃO

Sobrepesca, poluição e descarga de esgotos, entre outras atividades humanas, são responsáveis por danos à biodiversidade marinha, colocando as zonas costeiras sob ameaça de declínio destas populações (LUYPAERT et al., 2020; STEFFEN et al., 2018), com registro do crescimento de eventos de extinção (MARTINS et al., 2012; THIBAUT et al., 2005; WALLACE et al., 2014), perda dos serviços ecossistêmicos (CULLEN-UNSWORTH et al., 2014; MINEUR et al., 2015) e declínio da saúde oceânica (HALPERN et al., 2008). Além destes estressores locais, o aquecimento oceânico representa um estressor global, frequentemente associado com mudanças na biodiversidade e na composição e funcionamento das comunidades marinhas (FRÖLICHER; FISCHER; GRUBER, 2018; FRÖLICHER; LAUFKÖTTER, 2018; ZENG; CHEN; ZHUANG, 2015). Estes múltiplos estressores atuam simultaneamente, e a sua interação representa uma maior força evolutiva que poderá determinar a sobrevivência presente e futura da fauna e flora marinha (BROWN et al., 2013; NIKINMAA, 2013). O sinergismo entre os estressores ambientais pode determinar a capacidade de sobrevivência ou a extinção dos organismos bentônicos, uma vez que estes são especialmente sensíveis às modificações na qualidade de água, uma vez que exerce influência negativa em diferentes estágios do ciclo de vida destes organismos (HARLEY et al., 2012).

Neste cenário, a interação entre o aquecimento oceânico e a eutrofização local é uma força atuante que desperta grande atenção. As algas formadoras de dossel, as estruturadoras das florestas marinhas submersas que dominam as comunidades bentônicas em áreas costeiras, estão desaparecendo ao redor de todo o globo (BURKHOLDER; TOMASKO; TOUCHETTE, 2007; KOMATSU et al., 2014; MINEUR et al., 2015; THIBAUT et al., 2005). A perda de cobertura tem sido associada com eventos de aquecimento, como aqueles registrados na Austrália (FILBEE-DEXTER; WERNBERG, 2018; SMALE; WERNBERG, 2013; WERNBERG et al., 2011a). A perda de florestas marinhas submersas é induzida pelas

---

<sup>1</sup> Este artigo será formatado e submetido para a revista *Marine Environmental Research*, Qualis CAPES A2, fator de impacto 3,445. O texto aqui apresentado é uma tradução do manuscrito em inglês a ser submetido à revista, sem a inclusão das respectivas imagens.

ondas de calor marinhas (do inglês, *Marine Heatwaves* (MHWs)), eventos de aquecimento extremo da superfície oceânica por um período de 5 ou mais dias (FRÖLICHER; FISCHER; GRUBER, 2018). Estes eventos vêm crescendo em frequência e espalhando-se para diferentes áreas e regiões oceânicas, como as do Indo-Pacífico (BENTHUYSEN et al., 2018; BOND et al., 2015; DI LORENZO; MANTUA, 2016; PEARCE et al., 2011), Mar Mediterrâneo (DARMARAKI et al., 2019) e Oceano Atlântico Norte e Sul (FRÖLICHER; LAUFKÖTTER, 2018; MANTA et al., 2018; OLIVER et al., 2018; RODRIGUES et al., 2019). Além disso, a poluição local induz a ocorrência de eutrofização marinha, causando o fenômeno conhecido como florações de algas nocivas e a perda local de biodiversidade (CARDOSO et al., 2008; MCCLANAHAN; CARREIRO-SILVA; DILORENZO, 2007). Os efeitos da eutrofização na assembleia algal também são observados no Atlântico Sudoeste (MARTINS et al., 2012; SCHERNER et al., 2013).

Apesar da importância destes fatores de forma isolada, a interação entre o aquecimento oceânico e a alta introdução de nutrientes mostra-se altamente deletéria para macroalgas com ciclo de vida *k*-estrategista (HARLEY et al., 2012). A abundância, reprodução e ecofisiologia das algas tropicais, temperadas quente e temperadas perenes, e as espécies dominantes de algas pardas e vermelhas têm sido comprometidas, onde a combinação destes estressores tem sido a maior causa (KOMATSU et al., 2014; MINEUR et al., 2015; THIBAUT et al., 2005; WERNBERG et al., 2011a). Estudos recentes desenvolvidos no Atlântico Sul reforçam a perda de algas formadoras de dossel devido à interação entre o aquecimento oceânico e a eutrofização local (MANTA et al., 2018; THOMSEN et al., 2012).

Outra consequência do aquecimento global é a alteração do espaço de nicho, causado pelas modificações das condições abióticas que permitem a manutenção das populações. MHWs severas induzem a contração da distribuição em mais de 100 Km dos representantes da fauna e flora na Austrália (PEARCE et al., 2011; WERNBERG et al., 2016). Por sua vez, mudanças nas correntes oceânicas podem favorecer a expansão das espécies marinhas tropicais para áreas mais frias (SMALE et al., 2013), reduzindo o espaço de nicho transicional entre estas zonas, representado pelas regiões subtropicais, temperadas-quente e temperadas (HARLEY et al., 2012; VERGÉS et al., 2014). Populações diferentes são melhor adaptadas a condições ambientais específicas, como por exemplo, as populações tropicais são adaptadas a temperaturas mais altas e condições oligotróficas, e populações temperadas adaptadas a temperaturas mais frias e alta disponibilidade de nutrientes. Como consequência, a habilidade

de competição entre estas populações será relacionada com a sua plasticidade ecofisiológica.

No Atlântico Sul, o processo de tropicalização é esperado para a costa sudeste e sul do Brasil. O gênero *Sargassum* (C. Agardh, 1820), como exemplo, é amplamente distribuído na costa brasileira e coloniza todas as ecorregiões da costa oeste do Atlântico Sul (SPALDING et al., 2007), e conta com representantes em recifes tropicais e temperados-quente (FIGUEIREDO et al., 2008; FORZZA et al., 2010; SZÉCHY; PAULA, 2000). Existem registros de ocorrência de populações de *Sargassum* spp. Distribuídas em regiões eutróficas e temperadas, como aquelas da região da Ilha de Florianópolis, e na costa nordeste do país. Contudo, a dispersão natural dos propágulos das populações tropicais pela corrente marinha do Brasil, caso essa se altere, pode dispersá-los para distâncias ainda mais longas através da costa (DE OLIVEIRA; UGADIM; DE PAULA, 1979; SISSINI et al., 2017), como já observado para outras algas pardas adaptadas às longas dispersões (BERNARDES BATISTA et al., 2018), o que permitirá a invasão dos habitats temperados por populações tropicais (GORMAN et al., 2016). Com isso, o entendimento dos potenciais mecanismos de aclimação e resistência fisiológica contra os estressores ambientais interativos pode contribuir para a previsão de cenários futuros, onde a disponibilidade de habitat poderá determinar os limites de competição e, com isso, o sucesso do estabelecimento de algas formadoras de dossel.

Considerando os cenários descritos, e os mecanismos que determinam a dinâmica de populações de *Sargassum*, este trabalho supõe que o aquecimento e a eutrofização podem desequilibrar a ecofisiologia de populações tropicais (WTP), ao mesmo tempo em que representantes de populações tropicais (TRP) podem prevalecer sob condições de aquecimento. Para isto, descrevemos as respostas ecofisiológicas de duas populações de *Sargassum cymosum* (C. Agardh, 1820), de Florianópolis (província temperada) e de Fernando de Noronha (província tropical), frente a interações de aumento de temperatura e eutrofização. A simulação sob condições controladas poderá suportar discussões sobre os cenários futuros das florestas submersas temperadas-quentes.

## 3.2.MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1. Coleta e condições experimentais

Considerando os diferentes históricos de aclimação, tanto às condições climáticas e

influência antrópica, amostras de *S. cymosum* (C. Agardh, 1820) de duas populações diferentes da costa brasileira foram empregadas neste estudo. Amostras provenientes de uma baixa exposição aos impactos humanos foram coletados na praia de Boldró, no arquipélago de Fernando de Noronha (FN, 3°50'36.0"S, 32°25'48.1" O). Esta população representa as condições observadas em províncias tropicais, com águas quentes e oligotróficas (Braga et al. 2018). Os exemplares de condições consideradas meso a eutróficas e condições temperadas foram coletadas na praia de Ponta das Canas (27°23'32.2"S, 48°26'09.3"O), na ilha de Florianópolis (FL), Santa Catarina.

As amostras foram coletadas manualmente durante a maré baixa (~0m), em setembro de 2018, acondicionadas em sacos plásticos escuros e transportadas para o Laboratório de Ficologia (LAFIC, CCB, UFSC). Os exemplares foram acondicionados em frascos Erlenmeyer de 250 mL com água do mar natural esterilizada, e aclimatadas nas condições de 25 °C, 34 unidades de salinidade e irradiância de 300  $\mu\text{mol f\acute{o}tons.m}^{-2}. \text{s}^{-1}$  por 30 dias

Os tratamentos experimentais incluíram a exposição de ambas as populações a duas temperaturas (25 e 31 °C) e duas condições de enriquecimento de nutrientes, e os valores são sequencialmente apresentados. As temperaturas foram selecionadas com base em uma série histórica do instituto “National Oceanic and Atmospheric Administration” (NOAA), com avaliação por um período de 30 anos, entre 1887 e 2018 (NOAA, 2020). O software R e o pacote de análise de dados “RmarineHeatwaves” (SMIT; OLIVER; SCHLEGEL, 2018) foi utilizado, e a temperatura basal de verão para Florianópolis foi determinada em 25 °C, enquanto a anomalia térmica de MHWs observada com maior frequência na última década ocorreu acima de 30 °C.

A condição atual de concentração de nutrientes (CNC) foi simulada pela concentração de 0,96  $\mu\text{M}$  de amônio ( $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), 0,46  $\mu\text{M}$  de fosfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{H}_2\text{PO}_4$ ) e 0,38  $\mu\text{M}$  de nitrato de sódio ( $\text{NaNO}_3$ ), sais diluídos em água destilada. A condição futura de concentração de nutrientes (FNC) foi simulada pela adição de 80  $\mu\text{M}$ , 5  $\mu\text{M}$  e 40  $\mu\text{M}$  dos mesmos respectivos sais. Estas concentrações foram determinadas seguindo as condições naturais correntes e a simulação de um cenário eutrófico, conforme indicado por Pagliosa et al. (2006) and Gouvêa et al. (2017). Torna-se importante reforçar que os valores de ANC representam aqueles observados na região temperada, e são duas vezes maiores que os registrados na praia de Boldró (Braga et al. 2018), onde foram amostrados os exemplares da população tropical. Para assegurar a manutenção dos níveis de nutrientes através do experimento (10 dias de exposição), o meio de cultivo foi renovado a cada 48 horas. Cada

tratamento foi conduzido em quintuplicata ( $n=5$ ).

### 3.2.2. Taxas de crescimento

As taxas de crescimento (TCs) foram calculadas seguindo as recomendações de Yong et al. (2013), aplicando a equação originalmente proposta por Lignell and Pedersén (1989): Taxa de Crescimento (%.dia<sup>-1</sup>) =  $[(W_t/W_i)^{1/t} - 1] \times 100$ , onde  $W_i$  = peso úmido inicial,  $W_t$  = peso úmido final,  $t$  = 10 dias do período experimental. Os resultados são expressos como o percentual de produção de biomassa diária (%.dia<sup>-1</sup>).

### 3.2.3. Análise *in vivo* da fluorescência da clorofila *a*

A performance fotossintética foi avaliada *in vivo* pela fluorescência da clorofila *a* presente no fotossistema II (PSII). Um fluorômetro de amplitude modulada (Jr-PAM, Walz, Alemanha) foi usado para as análises, após a determinação *in situ* dos parâmetros de medida (intensidade de ganho = 2, luz de medida = 8, luz de pulso = 0,8 s e  $n = 3$  por réplica). O rendimento quântico máximo ( $F_v/F_m$ ) foi determinado imediatamente antes do início do fotoperíodo (aproximadamente 10 horas em escuro). O valor de  $F_v/F_m$  foi calculado seguindo as equações de Schreiber, Schliwa and Bilger (1986).

### 3.2.4. Determinação de fucoxantina por HPLC

A fração do carotenoide fucoxantina foi determinada através de cromatografia líquida de alta performance (HPLC), seguindo o método descrito por Aman et al. (2005). Amostras de aproximadamente 0,5 mg de *S. cymosum* foram extraídas com 10 mL de metanol grau analítico (MeOH P.A.) por 1 h em escuro. Então os extratos foram injetados (10  $\mu$ L,  $n=3$ ) no cromatograma líquido (Shimadzu LC-10A) equipado com uma coluna C-18 de fase reversa (Vydac 218TP54, 250 mm x 4,6 mm,  $\emptyset$  5  $\mu$ m, 30 ° C). a coluna era protegida por pré-coluna de guarda de C-18 e fase reversa (Vydac 218GK54,  $\emptyset$  5  $\mu$ m), e um detector de radiação UV-visível (450 nm). A eluição correu com uma solução de metanol e acetonitrila (MeOH:CH<sub>3</sub>CN, 90: 10, v/v), a uma taxa de fluxo de 1 mL.min<sup>-1</sup>. A identificação da fração da fucoxantina foi feita através da indicação dos tempos de retenção em literatura e a comparação da co-cromatografia de composto padrão de referência (Sigma-Aldrich, St. Louis,

MO, EUA). A quantificação foi baseada em uma curva padrão de fucoxantina ( $1 - 25 \mu\text{g mL}^{-1}$ ;  $y = 0,0513x$ ;  $r^2 = 0,999$ ,  $n=3$ ). Os resultados são expressos como g de fucoxantina por grama de biomassa úmida ( $\text{mg. g}^{-1}$ , FW).

### 3.2.5. Análises estatísticas

Uma análise de variância trifatorial (ANOVA) foi conduzida para identificar as diferenças significativas entre os tratamentos para os parâmetros de taxas de crescimento (TCs), análise *in vivo* da fluorescência da clorofila *a* e concentração de fucoxantina. Foram consideradas como variáveis independentes as populações (Fernando de Noronha (FN – população tropical (TRP)) ou Florianópolis (FL – população temperada (WTP))); temperatura (25 ou 31 °C) e a condição de enriquecimento de nutrientes (condição atual (ANC) ou futura (FNC)). Previamente à realização da ANOVA, a distribuição normal dos dados foi testada através do teste de Cochran, e as diferenças significativas foram identificadas pelo teste *a posteriori* de Newman-Keuls, conduzido para identificar diferenças significativas entre os grupos ( $p < 0,05$ ). Todas as análises estatísticas foram feitas através do software Rstudio, versão 3.6.6 (TEAM, 2016).

## 3.3. RESULTADOS

### 3.3.1. Análises estatísticas

ANOVA identificou interações significativas entre os descritores população, condições de nutrientes e temperatura ( $p=0.00$ ), para todas as variáveis analisadas (Tabela 1<sup>2</sup>).

### 3.3.2. Taxas de crescimento (TCs)

Depois de 10 dias de exposição às diferentes condições de interação de nutrientes e temperatura, as duas populações avaliadas responderam aos tratamentos de forma diferente (Tabela 1). A população temperada de Florianópolis teve maiores TCs no tratamento controle,

---

<sup>2</sup> Por questão de propriedade editorial, as tabelas e imagens deste manuscrito não serão apresentadas. Para maiores informações, consulte a publicação futura do artigo ou contacte a autora.

a 25 °C e CNC, e diferenças estatísticas significativas e menores valores médios de TCs para a condição quente e FNC. A população TRP aumentou suas TCs sob aquecimento e menor enriquecimento do meio (CNC), e teve sua pior performance sob a condição controle de temperatura e FNC (Figura 1). A população WTP apresentou TCs maiores e/ou similares em comparação a população TRP.

### **3.3.3. Análise *in vivo* da fluorescência da clorofila *a***

A população WTP apresentou maiores valores médios de Fv/Fm para todos os tratamentos. Por sua vez, a população TRP sofreu significativa redução da fluorescência a 24 °C e FNC (Figura 2). Sob a simulação de MHW (31 °C), não foram observadas diferenças estatísticas entre as populações e tratamentos (Figura 2).

### **3.3.4. Fucoxantina**

A população WTP produziu maiores concentrações médias de fucoxantina em todos os tratamentos, sendo as maiores sob o tratamento a 31 °C e CNC, e as menores sob 25 °C e FNC. Por outro lado, a população TRP apresentou comportamento similar, com altas concentrações de fucoxantina sintetizadas no tratamento a 31 °C e CNC, e menor valor médio a 25 ° e FNC (Figura 3).

## **3.4. DISCUSSÃO**

Nossos resultados reforçam a necessidade de uma atenção global para as consequências negativas da interação dos estressores aquecimento oceânico e eutrofização em províncias marinhas tropicais (BENTHUYSEN et al., 2020). As perdas de biomassa observadas em *S. cymosum* sob a influência da interação de aquecimento e eutrofização, observadas para as populações amostradas, reforçam que a combinação destes estressores está excedendo o limite de tolerância térmica da espécie (STRAUB et al., 2019). O efeito da interação destes parâmetros abióticos pode ser associada com modificações na comunidade bentônica tanto no Atlântico como em todo mundo (GORMAN et al., 2020), uma vez que estes estressores podem induzir a redução da tolerância térmica e induzir o insucesso na aclimação ecofisiológica. Adicionalmente, a população tropical mostra que não terá sucesso

em assentamento e colonização nas províncias temperadas-quente devido à interação dos estressores, sendo que esta população também evidenciou menor capacidade de aclimação às condições desta província. Como consequência, a interação entre alta disponibilidade de nutrientes e aquecimento poderá promover extinções locais e até mesmo a contração da distribuição desta população (SMALE et al., 2019).

Considerando os descritores avaliados, foi observada uma tendência para menores valores médios na população TRP em comparação à população WTP. O período de aclimação de 30 dias sob a temperatura temperada (25 °C) com aumento na concentração de nutrientes, e as condições prévias da população TRP em sua província de origem (BRAGA; CHIOZZINI; BERBEL, 2018), podem explicar as diferenças de desempenho fisiológico (PIÑEIRO-CORBEIRA et al., 2018). Ainda assim, após a exposição à alta temperatura, a população TRP melhorou seu desempenho fisiológico, ao mesmo tempo em que a população WTP sofreu uma depleção dos marcadores ecofisiológicos, como preconizado. As demandas fisiológicas das macroalgas frequentemente aumentam em resposta ao aumento da temperatura ambiente, quando os indivíduos crescem em ambientes frios (DAVISON; GREENE; PODOLAK, 1991). As altas demandas metabólicas, como o aumento das taxas de respiração, entre outras adaptações bioquímicas, são registradas e ajudam a explicar as diferenças na população aclimatada às condições mais frias ao longo do experimento (GORMAN et al., 2016), e que podem também ser apontadas como causas para as alterações em sua distribuição (WERNBERG et al., 2011b).

Como descritor, as taxas de crescimento sintetizam o desempenho fisiológico das algas, conectando o balanço entre a energia química produzida pela fotossíntese e as perdas devido à respiração e manutenção metabólica, expressado como fixação de carbono na biomassa (YONG; YONG; ANTON, 2013). De acordo com os presentes resultados de taxas de crescimento, a população WTP apresentou mecanismos fisiológicos para sobreviver à intensificação da eutrofização, mas com menor eficiência sob condição de aquecimento. Corroborando a hipótese do trabalho, a população WTP apresentou um declínio significativo das taxas de crescimento em todos os tratamentos em comparação com a condição controle de 25 °C e CNC, o que é consistente com o seu histórico de vida. Como previamente registrado em outras condições experimentais controle, com parâmetros similares aos presentemente adotados e com populações WTP, estes exemplares apresentaram crescimento similar em biomassa (COSTA et al., 2017a, 2017b). Para a população TRP, a interação entre a alta concentração de nutrientes e temperatura mostrou-se deletéria, possivelmente pela

intensificação da toxicidade do excesso de nutrientes e os danos fisiológicos ocasionados pelo aquecimento. Além disso, o crescimento para TRP indicou que a sua história evolutiva determina sua capacidade de resposta e aclimatação à interação dos estressores avaliados (EGGERT, 2012). O comportamento fisiológico de *S. cymosum* seguiu uma tendência similar de resposta observado para *Laurencia catarinensis* (Cordeiro-Marino & Fujii, 1985), descrito no estudo de Gouvêa et al (2017). Neste experimento, os autores reportaram a perda gradual do desempenho fisiológico devido à interação entre os estressores: enriquecimento de nutrientes e aumento da temperatura.

Os presentes resultados para o crescimento da população TRP destacam o enriquecimento de nutrientes como filtro biogeográfico (LEIBOLD; ECONOMO; PERES-NETO, 2010), que limita a expansão de populações tropicais de *S. cymosum* para além das adjacências da província biogeográfica temperada-quente. Outros autores também descrevem a importância da eutrofização em diferentes contextos (NIKINMAA, 2013; WALLACE et al., 2014; ZENG; CHEN; ZHUANG, 2015). Como previamente discutido por Celis-Plá et al. (2015), as respostas das algas pardas às mudanças ambientais são dependentes da disponibilidade de nutrientes e a sua interação com outros fatores ambientais. Em um estudo conduzido por Kaldy (2014), a exposição de uma espécie de grama marinha à interação entre temperatura e enriquecimento por nutrientes evidenciou que os mecanismos fisiológicos de *Zostera marina* (L.) dependem majoritariamente da temperatura para a modulação de sua habilidade em incorporar os nutrientes e sobreviver sob altas concentrações destes. Comparando estes resultados com o presente, é possível inferir que a associação de ambos os estressores influenciou a habilidade de crescimento da população temperada-quente, enquanto a alta concentração de nutrientes exerceu efeito inibitório ao crescimento de ambas as populações. Estudos futuros podem complementar as presentes observações, ao investigar em detalhes os mecanismos metabólicos da incorporação de nutrientes e examinar o efeito tóxico que o enriquecimento dos meios exerce em *S. cymosum*. Além disso, os presentes resultados ressaltam a importância e urgência de manejo ao processo global de eutrofização costeira, tanto pela sua associação negativa com o aquecimento oceânico, o que poderá comprometer a sobrevivência das algas formadoras de dossel em províncias temperadas-quente (CELIS-PLÁ et al., 2015; SCHERNER et al., 2013; THIBAUT et al., 2005).

A população WTP de Florianópolis apresentou os maiores valores médio de rendimento quântico aos 25 °C e ANC, enquanto que a população tropical apresentou os menores valores para este descritor a 25 ° e FNC, o que reforça a importância do processo de

adaptação de cada população à temperatura e disponibilidade de nutrientes do seu local de origem. A relativa estabilidade do rendimento para a população WTP, mesmo quando exposta ao tratamento com FNC e 31 °C, pode ser explicada pelos mecanismos fisiológicos desenvolvidos (DUDGEON et al., 1995), que permitem a sobrevivência desta população através das variações temporais e sazonais das condições abióticas da província temperada do Atlântico sudoeste (SPALDING et al., 2007). Por sua vez, os baixos rendimentos em crescimento da população TRP não afetaram o desempenho de Fv/Fm, que permaneceram constantes mesmo em condições aquecidas e enriquecidas. Apesar do efeito negativo no metabolismo da população TRP, o aumento das temperaturas está relacionado com o aumento das taxas metabólicas (HARLEY et al., 2012), como respiração e consumo de nutrientes, bem como manutenção da performance fotossintética como rota metabólica preferencial para prover energia para outras funções fisiológicas. Entretanto, quando o limite térmico das espécies é excedido, os efeitos negativos do aumento da temperatura (i.e. aumento na geração de espécies reativas de oxigênio (EROs) e atividade enzimática antioxidante) requerem energia para mitigar danos fisiológicos, refletido nas alterações das taxas de crescimento, e redução na fixação do carbono em biomassa (COSTA et al., 2017a; HARLEY et al., 2012; POLO et al., 2014a). O mecanismo bioquímico por trás da capacidade de *Sargassum* tamponar as consequências negativas de diversos estressores é bem reconhecida, especialmente para poluentes, com descrição dos efeitos interativos de elementos tóxicos e parâmetros abióticos (COSTA et al., 2019a; POLO et al., 2014b). Em observações de campo, a menor capacidade e atingir elevadas taxas de crescimento resulta em menor habilidade na competição por espaço, o que limita a colonização, e mesmo induz a supressão de espécies alóctones (HARLEY et al., 2012). O insucesso da população tropical em crescer sob altas concentrações de nutrientes pode influenciar sua capacidade de dispersão e a possibilidade de colonização e expansão de habitat para regiões temperadas.

É importante destacar que o período em que os exemplares foram expostos aos tratamentos determinam a habilidade da alga em manter a capacidade fotossintética. Como enfatizado por Scherner, Barufi e Horta (2012) em um experimento de longa duração (>20 dias) com *S. stenophyllum*, através de um gradiente de urbanização, foi evidenciada a baixa resiliência desta alga parda em sobreviver aquelas condições. A exposição às altas concentrações de nutrientes em um gradiente urbano de poluição reduz o desempenho fotossintético, o que implica na redução da prevalência da alga parda em áreas impactadas. Como consequência, os efeitos da interação entre as diferentes temperaturas e enriquecimento

de nutrientes parece modular a habilidade da alga em manter o rendimento quântico. Comparativamente, o estudo desenvolvido por Piñeiro-Corbeira et al. (2018) demonstrou que as mudanças climáticas e o aquecimento modulam a resposta ao estresse oxidativo e taxas de respiração em assembleias de algas. O uso de energia para defesas antioxidantes é responsável pela redução na disponibilidade energética para processos fisiológicos como crescimento, e a mesma tendência pode ser indicada como causa da inibição do crescimento em ambas as populações estudadas. Além disso, deve-se notar que estas observações provêm de um estudo *in vitro* em condições de experimento de microcosmo, por um período de exposição de 10 dias. Por sua vez, Stewart et al. (2013) reforça que a exposição prolongada em experimentos de mesocosmos, que considerem tratamentos associativos, podem evidenciar mecanismos mais realísticos de adaptação presentes em populações temperadas para manter a sua capacidade fotossintética e taxas de crescimento, e futuras investigações da interação entre eutrofização e aquecimento devem ser conduzidos considerando a exploração de exposição experimental por longos períodos.

Observando o parâmetro bioquímico analisado, a concentração de fucoxantina foi uma evidência relevante da manutenção da capacidade fotossintética de ambas as populações. A fucoxantina é uma fração de carotenoide reconhecida pela fotoproteção da radiação UV (SCHMITZ et al., 2018), ao proteger a molécula de clorofila e como consequência, aumentar a eficiência fotossintética pela captação mais eficiente da radiação fotossinteticamente ativa (BRITTON; LIAAEN-JENSEN; PFANDER, 2008). A presença de fucoxantina nas algas pardas tem também o papel de proteção contra EROs, gerados por danos ao metabolismo como aqueles causados por variações na temperatura, disponibilidade de nutrientes e exposição à contaminantes químicos (BALBOA et al., 2013; CHRISTAKI et al., 2013; SCHMITZ et al., 2018). Considerando que a população WTP é normalmente exposta a maiores variações ambientais derivadas da sazonalidade regional pronunciada (SPALDING et al., 2007), sua habilidade em sintetizar metabólitos que mantenham a homeostase química é esperado devido à expressão fenotípica desta performance. Assim, sob a interação de estressores, o aumento na síntese de fucoxantina permite a manutenção do desempenho fotossintético para a população temperada. As demandas energéticas em produzir mais fucoxantina sob aquecimento, associado com altas taxas de respiração nesta condição pode explicar também a redução nas taxas de crescimento.

Por outro lado, na população tropical, a síntese de fucoxantina foi comprometida pela adição de nutrientes, conforme observado por Celis-Plá et al. (2015), o que reforça que as

respostas bioquímicas mudam de acordo com o histórico de vida das populações. Ainda assim, é preciso enfatizar que a progressiva perda de biomassa na população tropical indica que, ainda que sejam observada a presença de fucoxantina, entre outros metabolitos com função de detoxificação nas algas pardas, como os compostos fenólicos (SATHYA et al., 2017) e outras frações de carotenoides (BALBOA et al., 2013), não foram suficientes para suportar todas as demandas metabólicas para a proteção contra a interação dos estressores. A ruptura ecofisiológica de *Sargassum* foi observada em outros estudos, onde a combinação de estressores depleciona as reservas energéticas e a capacidade de produção (COSTA et al., 2019b).

Em conclusão, infere-se que a interação entre a eutrofização local e a tropicalização global de ecossistemas marinhos em baixas latitudes afetará populações de uma mesma espécie em diferentes formas, como o resultado da distribuição histórica destas populações e a variação ambiental destas distribuições. A população de *S. cymosum* que melhor se adaptou à associação dos estressores foi a temperada-quente. Além disso, ao considerar a condição oligotrófica de Fernando de Noronha (BRAGA; CHIOZZINI; BERBEL, 2018), onde os exemplares da população tropical foram coletados, a exposição ao enriquecimento de nutrientes, mesmo nas condições atuais detectadas próximo às áreas urbanas na província temperada-quente, foi danosa a esta população. Com isto, pudemos contribuir com as predições da área de expansão de populações tropicais de *Sargassum* para regiões temperadas-quente, que irá depender da interação entre a disponibilidade de nutrientes e nível de aquecimento. Por último, a prevalência de populações temperadas irá também depender da sua aclimação à condição eutrófica que não prejudique sua habilidade fisiológica em manter o crescimento e o desempenho fotossintético.

Considerando as tendências de aumento na intensidade e frequência de MHWs (FRÖLICHER; LAUFKÖTTER, 2018), e o aumento da ocupação humana em zonas costeiras, o que ocasiona o aumento da deposição de esgotos e intensificação da eutrofização (FLETCHER, 1996; NOBRE, 2009), é possível esperar a depleção das algas formadoras de dossel. A perda dessas algas pode comprometer o já desestabilizado equilíbrio ecossistêmico, reduzindo a provisão de bens e serviços relacionados com os produtores primários, como a ciclagem de nutrientes, formação de habitat e proteção contra os impactos das ondas na linha de costa (BEAUMONT et al., 2007). Torna-se também importante a ênfase na prevenção da eutrofização costeira como preventiva e reversível, acessível às tomadas de decisão locais e preocupações governamentais (MANI-PERES et al., 2016), o que pode reduzir a extensão dos

impactos em escala local, enquanto as ações para redução dos impactos globais por medidas internacionais para mitigar a emissão de gases e o consequente aquecimento global. Vivenciamos a década das Nações Unidas para os Oceanos, e ações locais pretendem alinhar-se ao atendimento do Objetivo do Desenvolvimento Sustentável 14 (UNITED NATIONS, 2015), relativo à proteção da vida selvagem (UNITED NATIONS, 2019), especialmente focando na proposição de ações para a mitigação dos efeitos da poluição e eutrofização. A redução da eutrofização costeira, de acordo com os resultados apresentados, pode ser o passo adiante para reduzir os efeitos deletérios das mudanças climáticas sobre as algas formadoras de dossel, e induz a redução da biodiversidade em ecossistemas temperados e tropicais (GORMAN et al., 2020).

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a infraestrutura e o suporte do Laboratório de Morfogênese e Bioquímica Vegetal (LMBV, CCA – UFSC) na análise dos compostos fenólicos. O projeto teve suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), da FAPESC-Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação de Santa Catarina, FAPESP- Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação de São Paulo, Fundação Boticário, FINEP- Financiadora de Estudos e Projetos. LMCP recebeu fomento da CAPES. Professor Paulo Horta agradece à bolsa CAPES- Professor Visitante Sênior, Projeto CAPES-Print projeto (processo número 310793/2018-01), bolsa CNPq-PVE (processo número 407365/2013-3), CNPq-Universal (projeto número 426215/2016-8) e bolsa CNPq-PQ (processo número 308537/2019-0).

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou que a interação entre os estressores eutrofização e aquecimento das águas induz efeitos negativos na ecofisiologia e capacidade de aclimatação de duas populações de *Sargassum cymosum*, com origens em diferentes províncias biogeográficas da costa brasileira (SPALDING et al., 2007). Corroborando com a hipótese do trabalho, a fisiologia da população temperada quente foi prejudicada não só pela intensificação da eutrofização, mas especialmente pelo aumento da temperatura. Isto indica que o aumento médio das temperaturas e maior frequência e intensidade das MHWs poderá suprimir esta população em sua província biogeográfica, em associação com aumento da eutrofização. Por sua vez, a população tropical demonstrou forte inibição do crescimento pela adição de nutrientes, especialmente em temperaturas menores. Porém, em uma situação de aquecimento, é possível observar uma leve mitigação do efeito de eutrofização, mas igualmente deletério. Os presentes resultados suportam a proposição de que a colonização de zonas temperadas-quentes por populações tropicais desta espécie não é um cenário viável, uma vez que o acréscimo de nutrientes atua como filtro biogeográfico à ampliação da sua distribuição (LEIBOLD; ECONOMO; PERES-NETO, 2010). Além disso, foi demonstrado que o processo local de eutrofização merece atenção nas políticas públicas de gestão, uma vez que pode contribuir intensivamente para a extinção local e regional das florestas submersas formadas pelos dosséis de algas estruturadoras (MARTINS et al., 2012; SCHERNER et al., 2013; ZENG; CHEN; ZHUANG, 2015).

Globalmente, verifica-se que em diferentes regiões marinhas-costeiras o processo de eutrofização é o responsável pela supressão e extinção local de algas estruturadoras (FILBEE-DEXTER; WERNBERG, 2018; MINEUR et al., 2015). Isto se deve ao efeito de toxicidade que os nutrientes exercem na fisiologia de algas *k*-estrategistas (CARDOSO et al., 2008; MINEUR et al., 2015; THIBAUT et al., 2005). Ainda que estas algas sejam perenes na comunidade e possuam mecanismos fisiológicos para defesa aos estresses ambientais mais sofisticados, como a síntese de metabólitos secundários e atividade antioxidante (TORRES et al., 2008), não possuem a capacidade competitiva com as espécies *r*-estrategistas, que mantêm altas taxas de crescimento e reprodução, ocorrendo florações destes grupos (BERMEJO et al., 2019; FLETCHER, 1996). Ao longo do tempo, observa-se então a progressiva modificação na estrutura da comunidade, com substituição de espécies e perda da biodiversidade (GORMAN et al., 2020; WERNBERG; FILBEE-DEXTER, 2019). Nossos dados reforçam que a

intensificação da eutrofização poderá ser responsável pela redução dos bancos de *Sargassum cymosum*, atuando como filtro biogeográfico tanto para a sua ocorrência quanto dispersão (LEIBOLD; ECONOMO; PERES-NETO, 2010).

A avaliação experimental comparativa do desempenho fisiológico de diferentes populações é importante para compreensão dos mecanismos de aclimação e dispersão destas. Isto porque populações com históricos de exposição a estressores e interações entre eles apresentam diferentes plasticidades fenotípicas, que se expressam nos mecanismos de adaptação fisiológica. Avaliações em microcosmo, com experimentos *in vitro*, são importantes para a observação dos mecanismos específicos desenvolvidos pelos organismos para resistir às variações ambientais. Entretanto, para inferências mais precisas e aproximadas do universo real, deve-se observar recomendações de Wernberg, Smale & Thomsen, (2012), em que a experimentação em mesocosmos ou mesmo em campo podem demonstrar melhor a capacidade adaptativa dos organismos. São bem descritos em literatura as respostas de organismos expostos em condições similares às presentemente avaliadas (GOUVÊA et al., 2017; SCHERNER; BONOMI BARUFI; HORTA, 2012), e futuros estudos devem ser conduzidos com a associação multifatorial com outros estressores e em maior escala, para a predição futura dos impactos que as mudanças climáticas e a poluição local imporão aos bancos de *Sargassum*.

Considerando a proposição das Nações Unidas nos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ONU) (UNITED NATIONS, 2015), o manejo dos impactos antrópicos sobre os bancos de algas estruturadoras como *Sargassum* é imperativo para a conservação da biodiversidade marinha. Em alinhamento ao ODS 14 (ONU), que entre outras ações propõe a redução da poluição das águas marinhas e costeiras (UNITED NATIONS, 2019), torna-se possível fomentar e ressaltar a importância da redução do efeito de eutrofização na conservação dos bancos naturais de algas pardas estruturadoras. Uma vez resolvido problemas como o de poluição, processos de restauração desses bancos podem contribuir com o processo de mitigação das mudanças climáticas, por conta da absorção do carbono que se dá com o processo de fotossíntese e crescimento (GOUVÊA et al., 2020; SONDAK; CHUNG, 2015). Embora os efeitos das mudanças climáticas não sejam atualmente facilmente contornáveis, como observado experimentalmente, a manutenção dos níveis atuais de nutrientes e mesmo a sua redução será benéfica para a fisiologia de *Sargassum*, de forma que estas populações possam resistir aos efeitos das mudanças climáticas. Com isto, recomenda-se o monitoramento e contenção da eutrofização marinho-costeira, como medida à manutenção

dos bancos naturais de algas estruturadoras e a contribuição à conservação da biodiversidade no Atlântico sul.

## REFERÊNCIAS

- AUED, A. et al. Large-scale patterns of benthic marine communities in the Brazilian Province. **PLoS one**, v. 13, n. 6, p. e0198452, 2018.
- AMAN, R. et al. Isolation of carotenoids from plant materials and dietary supplements by high-speed counter-current chromatography. **Journal of Chromatography A**, 2005.
- BALBOA, E. M. et al. In vitro antioxidant properties of crude extracts and compounds from brown algae. **Food Chemistry**, v. 138, n. 2–3, p. 1764–1785, 2013.
- BEAUMONT, N. J. et al. Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 3, p. 253–265, mar. 2007.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology - From individuals to ecosystems**. 4. ed. Reino Unido: Blackwell Publishing, 2006.
- BENTHUYSEN, J. A. et al. Extreme Marine Warming Across Tropical Australia During Austral Summer 2015-2016. **Journal of Geophysical Research: Oceans**, v. 123, n. 2, p. 1301–1326, fev. 2018.
- BENTHUYSEN, J. A. et al. Advances in understanding Marine Heatwaves and their impacts. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, 13 mar. 2020.
- BERMEJO, R. et al. Spatial and temporal variability of biomass and composition of green tides in Ireland. **Harmful Algae**, v. 81, n. August 2018, p. 94–105, jan. 2019.
- BERNARDES BATISTA, M. et al. Kelps' long-distance dispersal: role of ecological/oceanographic processes and implications to marine forest conservation. **Diversity**, v. 10, n. 1, p. 11, 13 fev. 2018.
- BOND, N. A. et al. Causes and impacts of the 2014 warm anomaly in the NE Pacific. **Geophysical Research Letters**, v. 42, n. 9, p. 3414–3420, 16 maio 2015.
- BOUZON, J. L. et al. Aspectos florísticos e fitogeográficos das macroalgas marinhas das baías da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. **Insula**, n. 35, p. 69–84, 2006.
- BRAGA, E. DE S.; CHIOZZINI, V. G.; BERBEL, G. B. B. Oligotrophic water conditions associated with organic matter regeneration support life and indicate pollution on the western side of Fernando de Noronha Island - NE, Brazil (3°S). **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 66, n. 1, p. 73–90, mar. 2018.
- BRITTON, G.; LIAAEN-JENSEN, S.; PFANDER, H. **Carotenoids, Vol. 4: Natural functions**. Germany: Springer Science & Business Media, 2008. v. 4
- BROWN, C. J. et al. Managing for Interactions between Local and Global Stressors of Ecosystems. **PLoS ONE**, v. 8, n. 6, 2013.

- BURKHOLDER, J. M.; TOMASKO, D. A.; TOUCHETTE, B. W. Seagrasses and eutrophication. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 350, n. 1–2, p. 46–72, 2007.
- CABRAL-OLIVEIRA, J.; PARDAL, M. A. Sewage discharges in oceanic islands: effects and recovery of eulittoral macrofauna assemblages. **Journal of Coastal Conservation**, v. 20, n. 4, p. 307–314, 21 ago. 2016.
- CABRAL, A.; BERCOVICH, M. V.; FONSECA, A. Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon. **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, p. 100672, maio 2019.
- CAMACHO, O. et al. Morphological and molecular assessment of *Sargassum* (Fucales, Phaeophyceae) from Caribbean Colombia, including the proposal of *Sargassum giganteum* sp. nov., *Sargassum schnetteri* comb. nov. and *Sargassum* section *Cladophyllum* sect. nov. **Systematics and Biodiversity**, v. 13, n. 2, p. 105–130, 4 mar. 2015.
- CAMARGO, J. A.; ALONSO, Á. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831–849, 2006.
- CARDOSO, P. G. et al. The impact of extreme flooding events and anthropogenic stressors on the macrobenthic communities' dynamics. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, n. 3, p. 553–565, 2008.
- CELIS-PLÁ, P. S. M. et al. Macroalgal responses to ocean acidification depend on nutrient and light levels. **Frontiers in Marine Science**, v. 2, n. May, 2015.
- CHAPMAN, A. R. O. Population and community ecology of seaweeds. **Advances in Marine Biology**, v. 23, n. February, p. 1–161, 1987.
- CHRISTAKI, E. et al. Functional properties of carotenoids originating from algae. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 93, n. 1, p. 5–11, 15 jan. 2013.
- COSTA, G. B. et al. Effects of manganese on the physiology and ultrastructure of *Sargassum cymosum*. **Environmental and Experimental Botany**, v. 133, p. 24–34, 2017a.
- COSTA, G. B. et al. The brown seaweed *Sargassum cymosum*: changes in metabolism and cellular organization after long-term exposure to cadmium. **Protoplasma**, v. 254, n. 2, p. 817–837, 2017b.
- COSTA, G. B. et al. The effects of mining tailings in the physiology of benthic algae: Understanding the relation between mud's inductive acidification and the heavy metal's toxicity. **Environmental and Experimental Botany**, v. 167, p. 103818, nov. 2019a.
- COSTA, G. B. et al. Physiological damages of *Sargassum cymosum* and *Hypnea pseudomusciformis* exposed to trace metals from mining tailing. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 36, p. 36486–36498, 15 dez. 2019b.

CULLEN-UNSWORTH, L. C. et al. Seagrass meadows globally as a coupled social-ecological system: Implications for human well-being. **Marine Pollution Bulletin**, v. 83, n. 2, p. 387–397, 2014.

DARMARAKI, S. et al. Future evolution of Marine Heatwaves in the Mediterranean Sea. **Climate Dynamics**, v. 53, n. 3–4, p. 1371–1392, 21 ago. 2019.

DAVISON, I. R.; GREENE, R. M.; PODOLAK, E. J. Temperature acclimation of respiration and photosynthesis in the brown alga *Laminaria saccharina*. **Marine Biology**, v. 110, n. 3, p. 449–454, out. 1991.

DE OLIVEIRA, E. C.; UGADIM, Y.; DE PAULA, E. J. Comunidades associadas a plantas de *Sargassum* flutuantes em águas da corrente do Brasil - considerações biogeográficas. **Boletim de Botânica**, v. 7, p. 5–9, 1979.

DE SOUZA PETERSEN, E. et al. Incidence of plastic debris in Sooty Tern nests: A preliminary study on Trindade Island, a remote area of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 105, n. 1, p. 373–376, abr. 2016.

DI LORENZO, E.; MANTUA, N. Multi-year persistence of the 2014/15 North Pacific marine heatwave. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 11, p. 1042–1047, 11 nov. 2016.

DIAS, P. S. et al. Persistent organic pollutants and stable isotopes in seabirds of the rocas atoll, equatorial atlantic, brazil. **Marine Ornithology**, v. 46, n. 2, p. 139–148, 2018.

DOWNING, J. A. et al. The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes. **Biogeochemistry**, v. 46, n. 1–3, p. 109–148, jul. 1999.

DUBINSKY, Z.; STAMBLER, N. Marine pollution and coral reefs. **Global Change Biology**, v. 2, n. 6, p. 511–526, 1996.

DUDGEON, S. R. et al. Physiological responses to environmental variation in intertidal red algae: does thallus morphology matter? **Marine Ecology Progress Series**, v. 117, p. 193–206, 1995.

EGGERT, A. Seaweed responses to temperature. In: WIENCKE, C.; BISCHOF, K. (Eds.). . **Seaweed Biology. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)**. [s.l.] Springer Berlin Heidelberg, 2012. p. 47–66.

FIGUEIREDO, M. A. O. et al. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. **Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 02, p. 258–269, 2008.

FILBEE-DEXTER, K.; WERNBERG, T. Rise of turfs: a new battlefield for globally declining kelp forests. **BioScience**, v. 68, n. 2, p. 64–76, 1 fev. 2018.

FLETCHER, R. L. The occurrence of “green tides”— a review. In: SCHRAMM; NIENHUIS (Eds.). . **Marine Benthic Vegetation**. [s.l.] Springer Berlin Heidelberg, 1996. v. 123p. 7–43.

FORZZA, R. C. et al. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil - Volume 1**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2010.

FOYER, C. H. Free radical processes in plants. **Biochemical Society Transactions**, v. 24, p. 427–434, 1996.

FRÖLICHER, T. L.; FISCHER, E. M.; GRUBER, N. Marine heatwaves under global warming. **Nature**, v. 560, n. 7718, p. 360–364, 15 ago. 2018.

FRÖLICHER, T. L.; LAUFKÖTTER, C. Emerging risks from marine heat waves. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 650, 13 dez. 2018.

GATTUSO, J. P. et al. Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions scenarios. **Science**, v. 349, n. 6243, 2015.

GONÇALVES, S. C.; MARQUES, J. C. Assessment and management of environmental quality conditions in marine sandy beaches for its sustainable use—Virtues of the population based approach. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 140–146, mar. 2017.

GORMAN, D. et al. Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). **Aquatic Botany**, v. 132, p. 30–36, jul. 2016.

GORMAN, D. et al. Decadal losses of canopy-forming algae along the warm temperate coastline of Brazil. **Global Change Biology**, v. 26, n. 3, p. 1446–1457, mar. 2020.

GOUVÊA, L. P. et al. Interactive effects of marine heatwaves and eutrophication on the ecophysiology of a widespread and ecologically important macroalga. **Limnology and Oceanography**, v. 62, n. 5, p. 2056–2075, 2017.

GOUVÊA, L. P. et al. Golden carbon of Sargassum forests revealed as an opportunity for climate change mitigation. **Science of the total environment**, v. 729, n. 5, p. 138745, 2020.

GRALL, J.; CHAUVAUD, L. Marine eutrophication and benthos: The need for new approaches and concepts. **Global Change Biology**, v. 8, n. 9, p. 813–830, 2002.

HALPERN, B. S. et al. A global map of human impact on marine ecosystems. **Science**, v. 319, n. 5865, p. 948–952, 15 fev. 2008.

HALPERN, B. S. et al. An index to assess the health and benefits of the global ocean. **Nature**, v. 488, n. 7413, p. 615–620, 15 ago. 2012.

HALPERN, B. S. et al. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 7615, 14 nov. 2015.

HARLEY, C. D. G. et al. The impacts of climate change in coastal marine systems. **Ecology Letters**, v. 9, n. 2, p. 228–241, 2006.

HARLEY, C. D. G. et al. Effects of climate change on global seaweed communities. **Journal**

of **Phycology**, v. 48, n. 5, p. 1064–1078, out. 2012.

HOBDAV, A. J. et al. A hierarchical approach to defining marine heatwaves. **Progress in Oceanography**, v. 141, p. 227–238, fev. 2016.

HORTA, P. A. et al. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. **Hoehnea**, v. 28, n. 3, p. 243–265, 2001.

HOWARTH, R. et al. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 1, p. 18–26, fev. 2011.

ICMBIO. **Plano de manejo da área de proteção ambiental de Fernando de Noronha - Rocas - São Pedro e São Paulo** Brasil, 2017. Disponível em: <[https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano\\_de\\_manejo\\_parna\\_ferando-de-noronha.pdf](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_parna_ferando-de-noronha.pdf)>

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento - 2020**. Disponível em: <[http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking\\_2020/Tabela\\_100\\_cidades\\_Ranking\\_Saneamento\\_4.pdf](http://www.tratabrasil.org.br/images/estudos/itb/ranking_2020/Tabela_100_cidades_Ranking_Saneamento_4.pdf)>. Acesso em: 17 abr. 2020.

IPCC. **Climate change 2014 - Synthesis report**. Geneva, Switzerland: IPCC, 2014.

JÚNIOR, A. N. M.; MORAES, R. B. C. DE; MAURAT, M. C. Poluição Marinha. In: PEREIRA, R. C.; GOMES, A. S. (Eds.). **Biologia Marinha**. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2009. p. 505–528.

KALDY, J. E. Effect of temperature and nutrient manipulations on eelgrass *Zostera marina* L. from the Pacific Northwest, USA. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 453, p. 108–115, 2014.

KOMATSU, T. et al. Possible change in distribution of seaweed, *Sargassum horneri*, in northeast Asia under A2 scenario of global warming and consequent effect on some fish. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, n. 2, p. 317–324, 2014.

LEE, R. E. **Phycology**. 4. ed. New York, NY: Cambridge University Press, 2008.

LEIBOLD, M. A.; ECONOMO, E. P.; PERES-NETO, P. Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. **Ecology Letters**, v. 13, n. 10, p. 1290–1299, out. 2010.

LIGNELL, Å. ; PEDERSÉN, M. Agar Composition as a Function of morphology and growth rate. studies on some morphological strains of *Gracilaria secundata* and *Gracilaria verrucosa* (Rhodophyta). **Botanica Marina**, v. 32, n. 3, p. 219–227, 1989.

LUYPAERT, T. et al. Status of marine biodiversity in the anthropocene. In: JUNGBLUT S., LIEBICH V., B.-D. M. (Ed.). **YOUMARES 9 - The Oceans: Our Research, Our Future**. 1. ed. [s.l.] Springer International Publishing, 2020. p. 57–82.

- MANI-PERES, C. et al. Stakeholders perceptions of local environmental changes as a tool for impact assessment in coastal zones. **Ocean & Coastal Management**, v. 119, p. 135–145, jan. 2016.
- MANTA, G. et al. The 2017 Record Marine Heatwave in the Southwestern Atlantic Shelf. **Geophysical Research Letters**, v. 45, n. 22, p. 12,449-12,456, 28 nov. 2018.
- MARTINS, C. D. L. et al. The impact of coastal urbanization on the structure of phyto-benthic communities in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 4, p. 772–778, 2012.
- MATTIO, L.; PAYRI, C. E. 190 years of *Sargassum* taxonomy, facing the advent of DNA phylogenies. **Botanical Review**, v. 77, n. 1, p. 31–70, 2011.
- MCCLANAHAN, T. R.; CARREIRO-SILVA, M.; DILORENZO, M. Effect of nitrogen, phosphorous, and their interaction on coral reef algal succession in Glover’s Reef, Belize. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, n. 12, p. 1947–1957, 2007.
- MÉNESGUEN, A.; LACROIX, G. Modelling the marine eutrophication: A review. **Science of The Total Environment**, v. 636, p. 339–354, set. 2018.
- MINEUR, F. et al. European seaweeds under pressure: Consequences for communities and ecosystem functioning. **Journal of Sea Research**, v. 98, p. 91–108, 2015.
- MÖLLER, O. O. et al. The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America. **Continental Shelf Research**, v. 28, n. 13, p. 1607–1624, jul. 2008.
- MONTEIRO, R. C. P.; IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. Plastic pollution in islands of the Atlantic Ocean. **Environmental Pollution**, v. 238, p. 103–110, jul. 2018.
- MORK, M. The effect of kelp in wave damping. **Sarsia**, v. 80, n. 4, p. 323–327, 27 fev. 1996.
- NETO, J. A. B.; PONZI, V. R. A.; SICHEL, S. E. **Introdução à geologia marinha**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência, 2004.
- NIKINMAA, M. Climate change and ocean acidification-Interactions with aquatic toxicology. **Aquatic Toxicology**, v. 126, p. 365–372, jan. 2013.
- NIXON, S. W. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. **Ophelia**, v. 41, n. 1, p. 199–219, 20 fev. 1995.
- NOBRE, A. M. An Ecological and economic assessment methodology for coastal ecosystem management. **Environmental Management**, v. 44, n. 1, p. 185–204, 2009.
- NOAA. **National Oceanic and Atmospheric Administration**. Disponível em: <<https://www.noaa.gov/satellites>>. Acesso em: 20 set. 2002.
- ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.

OLIVER, E. C. J. et al. Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 1324, 10 dez. 2018.

OLIVER, E. C. J. et al. Projected Marine Heatwaves in the 21<sup>st</sup> century and the potential for ecological impact. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. December, p. 1–12, 4 dez. 2019.

ONU. **Documentos Temáticos - Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 1, 2, 3, 5, 9 e 14**. Brasília: ONU-BR, 2017.

PEARCE, A. et al. The “marine heat wave” off Western Australia during the summer of 2010/11. Western Australia: [s.n.]. Disponível em: <[http://fish.wa.gov.au/Documents/research\\_reports/frr222.pdf](http://fish.wa.gov.au/Documents/research_reports/frr222.pdf)>.

PERKINS, S. E.; ALEXANDER, L. V.; NAIRN, J. R. Increasing frequency, intensity and duration of observed global heatwaves and warm spells. **Geophysical Research Letters**, v. 39, n. 20, p. 2012GL053361, 28 out. 2012.

PGR. **Nota Técnica 4º CCR nº 2/2018**Brasil, 2018. Disponível em: <<http://www.noronha.pe.gov.br/turInfo.php>>

PIÑEIRO-CORBEIRA, C. et al. Seaweed assemblages under a climate change scenario: Functional responses to temperature of eight intertidal seaweeds match recent abundance shifts. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 12978, 28 dez. 2018.

PINNEGAR, J. K. et al. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. **Environmental Conservation**, v. 27, n. 2, p. S0376892900000205, 2000.

PIOLA, A. R. et al. Physical Oceanography of the SW Atlantic Shelf: A Review. In: **Plankton Ecology of the Southwestern Atlantic**. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 37–56.

POLO, L. K. et al. Metabolic profile of the brown macroalga *Sargassum cymosum* (Phaeophyceae, Fucales ) under laboratory UV radiation and salinity conditions. 2014a.

POLO, L. K. et al. Photoacclimation responses of the brown macroalga *Sargassum cymosum* to the combined influence of UV radiation and salinity: cytochemical and ultrastructural organization and photosynthetic performance. **Photochemistry and Photobiology**, v. 90, n. 3, p. 560–573, maio 2014b.

PORTILHO-RAMOS, R. DA C. et al. Understanding the mechanisms behind high glacial productivity in the southern Brazilian margin. **Climate of the Past**, v. 15, n. 3, p. 943–955, 27 maio 2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FLORIANÓPOLIS. **História**. Disponível em: <<http://www.pmf.sc.gov.br/entidades/turismo/index.php?cms=historia&menu=5>>. Acesso em: 17 abr. 2020.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. ViennaR Foundation for Statistical Computing, , 2018. Disponível em: <<https://www.r-project.org>>

RAMANATHAN, V.; FENG, Y. Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 1, p. 37–50, jan. 2009.

RICH, W. A. et al. Physiological and biochemical responses of a coralline alga and a sea urchin to climate change: Implications for herbivory. **Marine Environmental Research**, v. 142, p. 100–107, nov. 2018.

RODRIGUES, R. R. et al. Common cause for severe droughts in South America and marine heatwaves in the South Atlantic. **Nature Geoscience**, v. 12, n. 8, p. 620–626, 8 ago. 2019.

SATHYA, R. et al. Antioxidant properties of phlorotannins from brown seaweed *Cystoseira trinodis* (Forsskål) C. Agardh. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S2608–S2614, 2017.

SCHERNER, F. et al. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 76, n. 1–2, p. 106–115, 2013.

SCHERNER, F.; BONOMI BARUFI, J.; HORTA, P. A. Photosynthetic response of two seaweed species along an urban pollution gradient: Evidence of selection of pollution-tolerant species. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, n. 11, p. 2380–2390, 2012.

SCHMITZ, C. et al. UVR and PAR absorbing compounds of marine brown macroalgae along a latitudinal gradient of the Brazilian coast. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 178, p. 165–174, jan. 2018.

SCHREIBER, U.; SCHLIWA, U.; BILGER, W. Continuous recording of photochemical and non-photochemical chlorophyll fluorescence quenching with a new type of modulation fluorometer. **Photosynthesis Research**, n. 10, p. 51–62, 1986.

SCHUBERT, N. et al. Rhodolith primary and carbonate production in a changing ocean: The interplay of warming and nutrients. **Science of The Total Environment**, v. 676, p. 455–468, ago. 2019.

SISSINI, M. N. et al. The floating *Sargassum* (Phaeophyceae) of the South Atlantic Ocean – likely scenarios. **Phycologia**, v. 56, n. 3, p. 321–328, 21 maio 2017.

SMALE, D. A. et al. Threats and knowledge gaps for ecosystem services provided by kelp forests: a northeast Atlantic perspective. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 11, p. 4016–4038, out. 2013.

SMALE, D. A. et al. Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 4, p. 306–312, 4 abr. 2019.

SMALE, D. A.; WERNBERG, T. Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1754, p. 20122829–20122829, 2013.

SMIT, A. J.; OLIVER, E. C. J.; SCHLEGEL, R. W. **RmarineHeatWaves: Detect Marine Heat Waves and Marine Cold Spells**. Cape Town, South Africa University of the Western Cape, , 2018. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/RmarineHeatWaves/index.html>>

SONDAK, C. F. A.; CHUNG, I. K.; Potential blue carbon from coastal ecosystems in the Republic of Korea. **Ocean Science Journal**, v. 50, n. 1, p. 1-8, 2015.

SPALDING, M. D. et al. Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. **BioScience**, v. 57, n. 7, p. 573, 2007.

STEFFEN, W. et al. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 33, p. 8252–8259, 14 ago. 2018.

STEWART, R. I. A. et al. Mesocosm Experiments as a Tool for Ecological Climate-Change Research. In: **Advances in Ecological Research**. [s.l.] Elsevier, 2013. p. 71–181.

STRAUB, S. C. et al. Resistance, extinction, and everything in between – the diverse responses of seaweeds to Marine Heatwaves. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, 13 dez. 2019.

SZÉCHY, M. T. M. DE; PAULA, É. J. DE. Padrões estruturais quantitativos de bancos de *Sargassum* (Phaeophyta, Fucales) do litoral dos estados do Rio de Janeiro e São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 2, p. 121–132, 2000.

TEAM, R. C. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**, 2016.

TEIXEIRA, E. C.; SÁ, F.; DERGAM, J. **Relatório Anual, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I - Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente. Anexo 3 - Fundos Recifais, Bancos de Rodólitos e Macroalgas**. Vitória: [s.n.]. Disponível em: <[http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-BIO/2019/nt\\_ctbio\\_rrdm\\_rel\\_anual\\_rt19\\_fundorecifais\\_19.pdf](http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/notas-tecnicas/CT-BIO/2019/nt_ctbio_rrdm_rel_anual_rt19_fundorecifais_19.pdf)>.

THIBAUT, T. et al. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 12, p. 1472–1489, dez. 2005.

THOMSEN, M. S. et al. A meta-analysis of seaweed impacts on seagrasses: Generalities and knowledge gaps. **PLoS ONE**, v. 7, n. 1, 2012.

THOMSEN, M. S. et al. Local Extinction of Bull Kelp (*Durvillaea* spp.) Due to a Marine Heatwave. **Frontiers in Marine Science**, v. 6, n. MAR, p. 1–10, 6 mar. 2019.

TORRES, M. A. et al. Biochemical biomarkers in algae and marine pollution: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 71, n. 1, p. 1–15, 2008.

UNITED NATIONS. **Millennium Development Goals**. Disponível em:

<<https://www.un.org/millenniumgoals/>>. Acesso em: 4 maio. 2020.

UNITED NATIONS. **Sustainable Development Goal 14**. Disponível em: <<https://sustainabledevelopment.un.org/sdg14>>. Acesso em: 4 maio. 2020.

VERGÉS, A. et al. The tropicalization of temperate marine ecosystems : climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts The tropicalization of temperate marine ecosystems : climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts.

**Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 281, n. 1789, p. 1–10, 2014.

VIKAS, M.; DWARAKISH, G. S. Coastal Pollution: A Review. **Aquatic Procedia**, v. 4, n. 1, p. 381–388, 2015.

VON GLASOW, R. et al. Megacities and large urban agglomerations in the coastal zone: Interactions between atmosphere, land, and marine ecosystems. **Ambio**, v. 42, n. 1, p. 13–28, 2013.

WALLACE, R. B. et al. Coastal ocean acidification: The other eutrophication problem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 148, n. June, p. 1–13, 2014.

WANG, S.-L. et al. Heavy metal pollution in coastal areas of South China: A review. **Marine Pollution Bulletin**, 2013.

WERNBERG, T. et al. Impacts of climate change in a global hotspot for temperate marine biodiversity and ocean warming. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 400, n. 1–2, p. 7–16, 2011a.

WERNBERG, T. et al. Seaweed communities in retreat from ocean warming. **Current Biology**, v. 21, n. 21, p. 1828–1832, nov. 2011b.

WERNBERG, T. et al. Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. **Science**, v. 353, n. 6295, p. 169–172, 8 jul. 2016.

WERNBERG, T.; FILBEE-DEXTER, K. Missing the marine forest for the trees. **Marine Ecology Progress Series**, v. 612, p. 209–215, 7 mar. 2019.

WERNBERG, T.; SMALE, D. A.; THOMSEN, M. S. A decade of climate change experiments on marine organisms: Procedures, patterns and problems. **Global Change Biology**, v. 18, n. 5, p. 1491–1498, 2012.

YIP, Z. T.; QUEK, R. Z. B.; HUANG, D. Historical biogeography of the widespread macroalga *Sargassum* (Fucales, Phaeophyceae). **Journal of Phycology**, v. 56, n. 2, p. 300–309, abr. 2020.

YONG, Y. S.; YONG, W. T. L.; ANTON, A. Analysis of formulae for determination of seaweed growth rate. **Journal of Applied Phycology**, v. 25, n. 6, p. 1831–1834, 23 dez. 2013.

ZENG, X.; CHEN, X.; ZHUANG, J. The positive relationship between ocean acidification

and pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 91, n. 1, p. 14–21, fev. 2015.