



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL



*Herbarium Apuleius*

FERNANDO SCHERNER

**IMPACTO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A PERFORMANCE  
FOTOSSINTÉTICA DE MACROALGAS MARINHAS**

Florianópolis, SC, Brasil

2010

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

FERNANDO SCHERNER

**IMPACTO DA URBANIZAÇÃO SOBRE A PERFORMANCE  
FOTOSINTÉTICA DE MACROALGAS MARINHAS**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Departamento de Botânica da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Orientador: Paulo Antunes Horta Júnior, PhD

Florianópolis, SC, Brasil

2010

**A meus pais e minha família.**

**O objeto que representa a civilização e o progresso não é o livro, o telefone, a internet ou a bomba atômica. É a privada!**

*Mario Vargas Llosa*

## AGRADECIMENTOS

- A Paulo Antunes Horta pela orientação, confiança depositada e por proporcionar acesso aos meios e instrumentos necessários para produção desta dissertação.
- Aos membros da banca Prof. Dr. Eurico Cabral de Oliveira Filho e Prof. Dr. Pio Colepicolo Neto da USP e Prof. Dra. Zenilda Laurita Bouzon e Prof. Dr. Marcelo Maraschin da UFSC, pelas sugestões e contribuições.
- A CAPES pela bolsa de mestrado integral que tornou possível a dedicação às pesquisas necessárias para a conclusão desta dissertação.
- À Alessandra Fonseca pelas orientações nas análises de água e disposição em ajudar.
- Às professoras Áurea, Roselane e Terezinha pela ótima convivência no departamento.
- Ao Steve Murray pelos comentários metodológicos.
- A Douglas e Eduardo pela grande ajuda e companheirismo dentro e fora do ambiente acadêmico.
- A Sarah, Helder, Ju, Fernanda e Manu que deram grande ajuda em campo e em laboratório.
- A Leila Hayashi pelos comentários sobre o projeto e Gabriel pelas dicas sobre certos materiais de consumo.
- À Juliana Dreyer pela ajuda com as últimas análises de água.
- À Vera da secretaria, sempre disposta e eficiente na resolução de assuntos burocráticos.
- Ao pessoal da limpeza por, sempre de bom humor, proporcionar um ambiente salubre no laboratório.
- A João e Aline da USP pela introdução ao PAM.
- A Dávia, Josi, Bia, Débora, Marina, Rafa, Paola, enfim, todos aqueles que foram uma ótima companhia no laboratório e também nos momentos de descontração.
- Aos colegas de departamento Carol, Rafa, Thaysi e Bárbara, sempre presentes
- Aos amigos companheiros de praia, almoços, cevada, etc...: Letícia, Gabriel, Fabio, Carol Bahia e Jana.
- À Kamila G. de Moraes pela companhia, apoio e participação em grande parte deste processo.
- À Silvinha e companheiros do Yoyalaya pela ajuda em busca de serenidade em meio às turbulências científicas e cotidianas.
- Aos grandes amigos que apesar da distância estão sempre presentes.
- Finalmente, aos meus pais e a minha família pelo apoio e credibilidade de sempre.

## SUMÁRIO

<b>RESUMO .....</b>	<b>6</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>7</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>8</b>
<b>2. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>10</b>
<b>2.1. Área de estudo .....</b>	<b>11</b>
<b>2.2. Análises da fluorescência da clorofila .....</b>	<b>12</b>
<b>2.3. Desenho amostral e procedimentos experimentais .....</b>	<b>13</b>
<b>2.3.1. Respostas às variações de salinidade .....</b>	<b>13</b>
<b>2.3.2. Experimentos de curto período .....</b>	<b>13</b>
<b>2.3.3. Transplante ao longo de um gradiente de urbanização .....</b>	<b>14</b>
<b>2.4. Análise de água .....</b>	<b>15</b>
<b>2.5. Estatística .....</b>	<b>15</b>
<b>3. RESULTADOS .....</b>	<b>16</b>
<b>3.1. Caracterização da água .....</b>	<b>16</b>
<b>3.2. Efeitos da salinidade sobre a fotossíntese .....</b>	<b>20</b>
<b>3.3. Respostas de curto período .....</b>	<b>21</b>
<b>3.4. Respostas de longo período .....</b>	<b>22</b>
<b>4. DISCUSSÃO .....</b>	<b>26</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>31</b>

## RESUMO

Impactos da urbanização sobre comunidades de macroalgas marinhas têm sido relatados no mundo todo, aumentando a preocupação sobre a perda de biodiversidade. O aumento da frequência e abundância de espécies oportunistas ou efêmeras ocorre em detrimento de importantes espécies perenes formadoras de dossel. O entendimento de mecanismos de causa-efeito que levam a essas mudanças é um desafio recente, e a persistência ou exclusão de espécies diante de impactos urbanos deve estar relacionada à existência ou ausência, respectivamente, de mecanismos de tolerância a condições ambientais adversas. Usando duas espécies de macroalgas, *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum*, foi testado se a urbanização pode causar danos fisiológicos significativos ao aparato fotossintético de uma importante espécie perene que geralmente não é encontrada em ambientes urbanos, em contraste com uma espécie efêmera geralmente frequente. Foi usada fluorometria modulada (PAM) da clorofila como instrumento para diagnosticar o estresse fisiológico causado pela urbanização. Uma série de experimentos foi preparada para testar os efeitos de variação de salinidade, maior em áreas urbanas, exposições de curto período (24-96 hs) a águas de ambiente urbano em laboratório e um transplante no campo de longo período (quatro semanas). Os resultados indicam que as variações de salinidade normalmente observadas em campo não são uma fonte de estresse significativa para ambas as espécies. Exposições de curto período aumentaram a eficiência fotossintética, particularmente para *Sargassum stenophyllum* enquanto as respostas de longo período foram significativamente negativas para *Sargassum stenophyllum*, diminuindo a eficiência fotossintética em direção a área urbana, mas foram indiferentes para *Ulva lactuca*. Aqui são fornecidas evidências de que os impactos de longo prazo são significantes para a eficiência fotossintética da importante espécie estruturadora *Sargassum stenophyllum*, enquanto são positivos para a macroalga estresse-tolerante *Ulva lactuca*. A causa parece estar relacionada ao acúmulo crônico de uma combinação de poluentes que são descarregados frequentemente, com intensidade variável, ao longo do tempo e não por exposições curtas e agudas. Essas espécies são provavelmente boas representantes de seus grupos ecológicos, contudo outros estudos que usem outras espécies estruturadoras devem ser realizados de forma a permitir previsões confiáveis de mudanças em comunidades macroalgais como um todo.

Palavras-chave: Eficiência fotossintética; Urbanização; Espécies efêmeras; Espécies perenes; Biodiversidade marinha.

## ABSTRACT

Impacts of urbanization on marine macroalgal communities have been reported worldwide, increasing concerns about marine biodiversity losses. Expansions of ephemeral species occur at the expense of important perennial, canopy forming species. Understanding the cause-effect mechanisms that lead to these changes is a current challenge. Species persistence or declines in the face of urban impacts must be related to the existence of mechanisms for tolerating negative effects or their absence. Using two macroalgal species, *Ulva lactuca* and *Sargassum stenophyllum*, it was tested whether urbanization can cause significant physiological damage to important perennial species that are usually absent from urban environments, in contrast to generally frequent ephemeral species. Pulse amplitude modulated (PAM) chlorophyll fluorometry was used as tool to diagnose physiological stress caused by urbanization. Experiments were prepared to test the effects of salinity variations, greater in urban areas, laboratory short-term (24-94 hs) exposures to urban waters and long-term (four weeks) field transplantation. Results indicate that variations in salinity that are normally observed in the field are not a major stress source for both species. Short-term exposures enhanced photosynthetic efficiency, particularly for *Sargassum stenophyllum* while long-term responses were significantly negative for *Sargassum stenophyllum*, decreasing photosynthetic efficiency towards the urban area, but positive for *Ulva lactuca*. Here, it is provided evidence that the long-term impacts of urban environments are significant for the photosynthetic efficiency of the important structuring seaweed *Sargassum stenophyllum*, whereas it is positive for the stress tolerant, ephemeral seaweed *Ulva lactuca*. It seems to be caused by the chronic accumulation of combined pollutants that are discharged frequently, with variable intensities along time, rather than by single acute, short-term expositions. These species are well representative of their ecological groups; however, further studies using other foundation species should be made to allow reliable predictions of macroalgal community changes as a whole.

Keywords: Photosynthetic efficiency; Ephemeral species; Perennial species; Urbanization; Marine biodiversity.



## 1. Introdução

Áreas costeiras tem sido objeto de ocupações humanas ao longo da história (Dillehay et al. 2008), de tal forma que atualmente cerca de 60% da população humana está concentrada nos primeiros 100 km da costa, sendo os ambientes costeiros profundamente afetados pelos desdobramentos de nossas atividades (Vitousek et al. 1997; Lotze et al. 2006). No Brasil, políticas ambientais receberam pouca atenção durante o crescimento urbano até décadas recentes (Tucci et al. 2001). Como consequência, hoje em dia a maior parte dos municípios brasileiros ainda carece de tratamento de esgoto eficiente e áreas de mitigação de águas de escoamento pluvial (Tucci et al. 2001), que são frequentemente despejados com pouco ou nenhum tratamento em áreas costeiras, impactando comunidades marinhas (McClelland e Valiela 1998; Pagliosa e Barbosa 2006; Defeo et al. 2008).

Declínios de biodiversidade e alterações de comunidades macroalgais devido a impactos antropogênicos têm sido documentados no mundo todo (Oliveira & Berchez 1978; Eriksson et al. 2002; Terlizzi et al. 2002; Liu et al. 2007; Connell et al. 2008). Macroalgas exercem importantes papéis ecológicos servindo como habitat e berçário para fauna marinha (Wilson et al. 1990; Airoidi et al. 2008) e exercem um papel importante removendo poluentes orgânicos da água do mar, servindo como um sistema de biorremediação, protegendo a integridade ecológica e a vida marinha (Wang e Zhao 2007). Além disso, estes organismos fitobênticos também têm um potencial econômico significativo, sendo usados na produção de alimento para humanos e animais, fertilizantes, fármacos e cosméticos (Zemke-White e Ohno 1999; Beaumont et al. 2008). Desta forma, a exclusão ou extinção destes produtores primários propaga-se através da cadeia trófica causando perdas dramáticas de fauna em níveis tróficos múltiplos e alterando a estrutura trófica da comunidade, resultando em perda de qualidade ambiental e em grandes prejuízos para a indústria aquícola e pesqueira (Airoidi et al. 2008; Haddad et al. 2009). Enquanto entendemos que a urbanização tem levado à perda de biodiversidade, os mecanismos fisiológicos que ocorrem em condições de estresse levando ao declínio de produtores primários ainda carecem de maiores informações (Macinnis-Ng e Ralph 2002, Wilson et al. 2004). Porém, isso é importante porque sem uma compreensão mecanística das correlações que norteiam o teste de poluição, o padrão de resposta detectado pode não ser causado por poluição, e qualquer previsão ou gerenciamento baseado nele deve ser falho (Underwood e Peterson 1988). Portanto, o desafio atual é entender as condições e mecanismos que levam a perda de habitats, com o objetivo de prever ou prevenir futuros declínios de biodiversidade (Connell et al. 2008).

*Sargassum C.* Agardh é um gênero de macroalgas pardas que ocorre comumente em regiões tropicais e temperadas (Terawaki et al. 2003; Jacobucci et al. 2009), e representa uma grande proporção de biomassa algal em comunidades rasas dos bancos de macroalgas do Sul e Sudeste

Brasileiro (Hortal et al. 2008, Jacobucci et al. 2009). Devido ao aumento dos impactos antropogênicos nos ambientes marinhos, dosséis perenes de kelps, espécies fucóides, e outras macroalgas de talo complexo têm desaparecido deixando espaço para macroalgas efêmeras e oportunistas (Airoidi et al. 2008; Connel et al. 2008; Russell et al. 2009). Ambientes complexos dominados por espécies sensíveis como *Sargassum* são substituídos por ambientes menos complexos dominados por espécies de gêneros tolerantes como *Ulva* Linnaeus. No entanto, essas alterações podem ocorrer dentro de períodos curtos ou longos e devem depender do nível de toxicidade tolerado por cada uma dessas espécies e dos níveis que ocorrem no ambiente. Espera-se que espécies sensíveis sofram efeitos adversos tanto em períodos curtos quanto longos de exposição a poluentes urbanos (Okamoto et al. 2001; Wang e Zhao 2007), os quais, por sua vez, podem ser encontrados em níveis variáveis devido à natureza dinâmica de efluentes urbanos (Corbett et al. 1997; Göbel et al. 2007). Outra fonte potencial de estresse em ambientes urbanos pode estar relacionada à salinidade, visto que este é um fator importante na determinação da presença e distribuição de espécies de macroalgas (Wilkinson 1981; Wilkinson et al. 2007) e apresenta variações maiores em áreas urbanas (Bay et al. 2003) devido aos maiores volumes de água de escoamento causados pela impermeabilização da superfície (Corbett et al. 1997).

A avaliação de impactos ambientais em áreas costeiras tem utilizado diferentes métodos para descrição de comunidades, como taxa de crescimento, entre outros (Eklund e Kautsky 2003). Entretanto, algumas destas metodologias apresentam limitações para avaliações de curto prazo (Küster e Altenburger, 2007). Nesse cenário, análises da fluorescência da clorofila tem se tornado uma das técnicas mais poderosas e extensamente usadas à disposição de fisiologistas vegetais e ecofisiologistas (Maxwell e Johnson, 2000). A fluorometria modulada é uma técnica sensível, não invasiva e rápida para determinação da performance fotossintética de plantas (Schreiber et al., 1994) e é atualmente amplamente usada em pesquisas relacionadas a estresse em macroalgas marinhas (ex. Figueroa et al. 1997; Dummermuth et al. 2003; Wilson et al. 2004; Harrington et al. 2005; Theil et al. 2007). O princípio da análise da fluorescência da clorofila é o de que a energia solar absorvida pelas moléculas de clorofila pode seguir três destinos: ser usada para promover fotossíntese (fotoquímica), excesso de energia pode ser dissipado como calor ou pode ser re-emitido como fluorescência. Esses três processos são competitivos entre si, de tal forma que um aumento na eficiência de um resultará em um decréscimo no rendimento dos outros dois (Maxwell e Johnson 2000). Os parâmetros de fluorescência medidos podem ser usados nas análises das dissipações baseados na premissa de que dois processos paralelos reduzem a fluorescência: a dissipação fotoquímica e não fotoquímica (Häder et al. 2001). Portanto, medidas da fluorescência da clorofila podem fornecer informações sobre variações na eficiência fotossintética e dissipação de calor (Maxwell e Johnson 2000).

Uma diminuição substancial na abundância e no número de espécies de macroalgas foi previamente documentada na área urbana aqui estudada (Bouzon et al. 2008). Avaliações de comunidades podem fornecer indicações das conseqüências de impactos antropogênicos sobre processos em ambiente marinhos, porém uma avaliação completa de qualquer episódio de impacto antropogênico deve incluir medidas acuradas dos efeitos biológicos (Underwood e Peterson 1988). Assim, o objetivo do presente estudo é avaliar os potenciais impactos da urbanização sobre comunidades macroalgais, comparando a performance fotossintética de duas espécies de dois gêneros amplamente distribuídos, *Sargassum* e *Ulva*, que conhecidamente possuem tolerâncias diferentes a estresses antropogênicos. Foram fornecidas bases fisiológicas para as bem documentadas alterações a nível de comunidade, freqüentemente seguidas por perdas de biodiversidade que são observadas em áreas urbanas. Além disso, foi avaliado se esses impactos são mais relevantes diante de condições agudas ou crônicas, testando-se exposições de curto e longo período a águas impactadas com variáveis concentrações de poluentes e condições climáticas.

## **2. Material e métodos**

### *2.1. Área de estudo*

A Ilha de Santa Catarina, localizada no sul do Brasil (Fig. 1) é uma extensão do continente adjacente. A ilha é separada do continente pela baía da ilha de Santa Catarina, que é um largo canal que recebe vários rios originários da Serra do Mar (Pagliosa e Barbosa 2006). A baía tem duas bacias que são separadas por uma constrição na sua área central, referidas como Baías Norte e Sul. A maré local tem um fluxo assimétrico entre as entradas da baía Norte e Sul (Melo et al. 1997). O clima local é subtropical e úmido com precipitação bem distribuída ao longo do ano. Embora chuvas mais intensas ocorram no inverno, maiores taxas de precipitação são observadas durante o verão. A direção dos ventos prevalece do quadrante norte/nordeste, porém ventos do quadrante sul/sudeste são mais intensos (Pagliosa et al. 2005). Nas últimas duas décadas a população cresceu 60% na região de entorno da Baía da Ilha de Santa Catarina, que inclui nove conurbações municipais, enquanto o número de indústrias cresceu 300% apenas na última década (Pagliosa et al. 2006). Mais de 600.000 pessoas habitam essa área e esse número geralmente triplica com a chegada de turistas durante os meses quentes do ano (Pagliosa et al. 2005). A maior parte desta população vive na parte central da baía, uma área altamente urbanizada. Altas concentrações de nutrientes e metais causadas pela urbanização têm sido documentadas para a área (Pagliosa et al. 2005; Pagliosa e Barbosa, 2006; Pagliosa et al. 2006). Ponta do Coral (área 1) foi escolhida por sua localização na área central, recebendo poluição urbana diretamente das áreas adjacentes. Impermeabilização do solo ao longo da costa com tráfego de veículos intenso e valas pluviais e de esgoto que descarregam diretamente no mar é o cenário naquela área. Sambaqui (área 2) tem uma densidade populacional

bem menor e uma urbanização menos intensa. Entretanto, essa área foi considerada intermediária para avaliação do impacto da urbanização devido à sua localização relativamente próxima à área central. O distrito mais para fora da Baía Norte é Ponta das Canas (área 3), que tem uma pequena população residente; embora ela aumente substancialmente durante o verão, visto que é um importante destino para turistas. Contudo, a área tem algumas pequenas praias inabitadas onde foram realizadas as coletas e experimentações. Essas praias não têm acesso a veículos motorizados, são cercadas por restinga e recebem uma maior influência do mar aberto. Essa área foi considerada como potencialmente não poluída e portanto usada como controle.

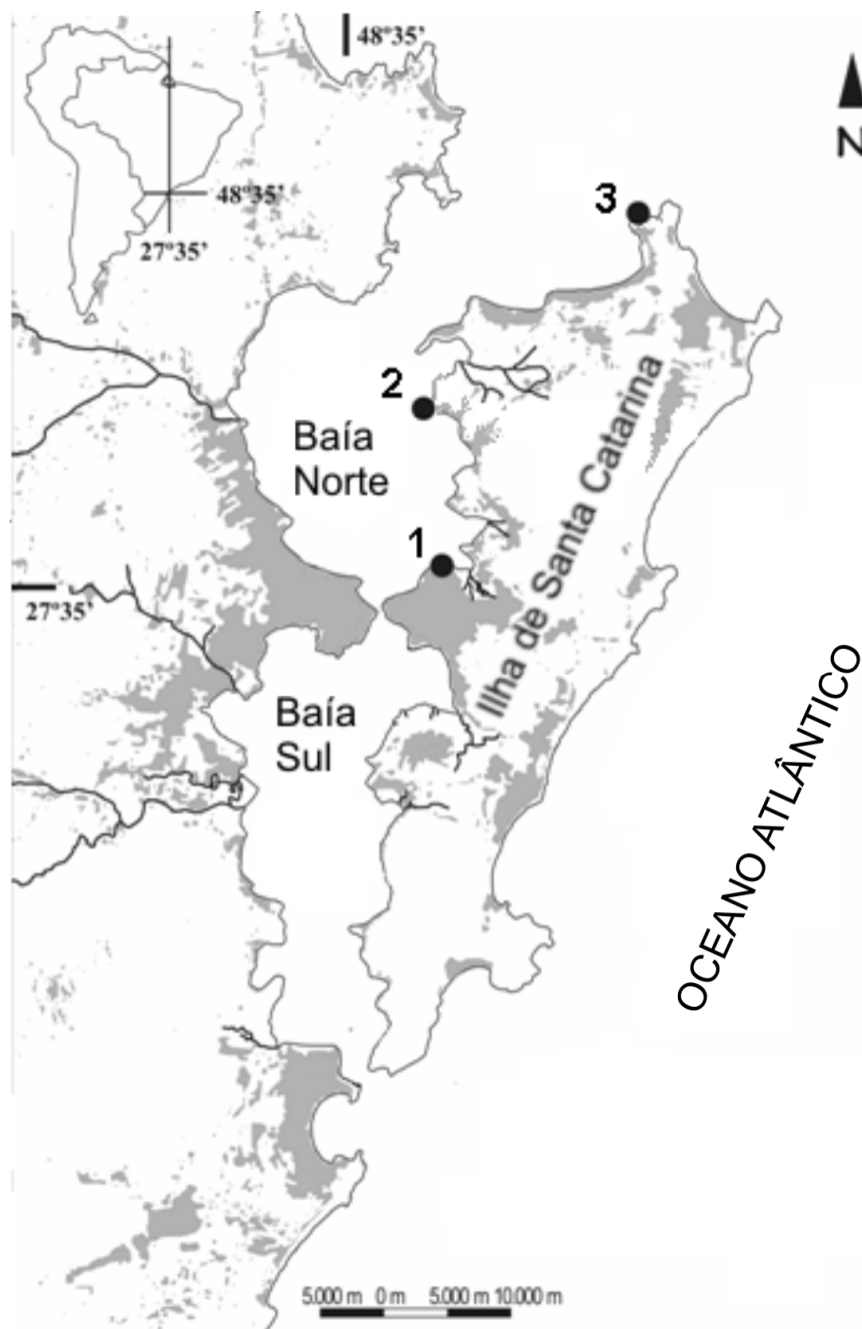


Fig. 1. A Ilha de Santa Catarina, Brasil, mostrando as áreas de estudo (1, Ponta do Coral; 2, Sambaqui; 3, Ponta das Canas). Tons em cinza representam urbanização (adaptado de Pagliosa et al. 2005).

Uma diminuição na riqueza de macroalgas tem sido observada em direção às áreas mais urbanizadas, comparando com as mais externas, menos urbanizadas. Bouzon et al. (2008) documentaram a ocorrência de 43 táxons na área 3, 35 na área 2 e 19 na área 1. Nenhuma espécie de Feofíceas foi observada na área 1. Entre os gêneros que ocorreram na área 1 estavam *Ulva* e *Gelidium*, gêneros geralmente encontrados em ambientes poluídos (Tewari e Joshi 1988; Terlizzi et al. 2002). Algumas das espécies documentadas para área 3 foram: *Ulva lactuca* Linnaeus, *Sphacelaria brachygonia* Montagne, *Sargassum stenophyllum* J. Agardh, *Dictyota cervicornis* Kützinger, *Amphiroa beauvoisii* J.V. Lamouroux. Aqui, para se obter dados mais recentes, as mesmas áreas foram analisadas qualitativamente, confirmando uma diminuição no número de espécies em direção às áreas menos urbanizadas e a ausência de Feofícias.

## 2.2. Análises da fluorescência da clorofila

Todas as incubações foram seguidas por medições da fluorescência da clorofila usando um fluorômetro modulado (Diving PAM underwater fluorometer; Walz, Effeltrich, Germany). As melhores configurações para as espécies estudadas foram previamente avaliadas em condições *in situ* e *ex situ* e uma vez definidas foram mantidas constantes (Gain = 4 e Measuring Intensity = 10 para todos experimentos de incubações com água do mar, Gain = 2 e Measuring Intensity = 6 para o experimento de campo, e Gain = 4 e Measuring Intensity = 6 para os experimentos de salinidade). A duração dos pulsos saturantes foi de 0.8 s. Para todos os experimentos as macroalgas foram previamente adaptadas por 30 minutos no escuro sendo as leituras realizadas em seguida sob luz natural. As medidas foram obtidas com a aplicação de uma série de oito exposições de 5 s cada, a níveis ascendentes de irradiância actínica usando a opção “Rapid Light Curve” (RLC) do Diving PAM. Essa técnica é de aplicação rápida e eficiente para investigações do aparato fotossintético, fornecendo informações gerais sobre a performance fotossintética do produtor primário (White e Critchley 1999).

Para cada amostra, vários parâmetros foram determinados para cada leitura, resultando em uma curva de cada parâmetro. Os dois parâmetros principais usados aqui foram: (1) rendimento quântico efetivo do fotossistema II (EQY),  $\Delta F/F_m'$  onde:  $\Delta F = F_m' - F_t$ ;  $F_m'$  é a fluorescência máxima de uma amostra iluminada;  $F_t$  é a fluorescência transitória (Schreiber et al. 1994); (2) taxa de transporte de elétrons relativa (ETR). Visto que os elétrons que levam a redução do CO<sub>2</sub> nas reações escuras de fotossíntese são derivados da quebra da água no fotossistema II, ETR pode ser estimada a partir do rendimento quântico efetivo. Portanto,  $ETR = \Delta F/F_m' \times PAR \times 0.5 \times 0.84$ , onde PAR é a radiação fotossinteticamente ativa, medida em  $\mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , e assumindo-se que o fotossistema II absorve metade (0.5) dos quanta de luz disponível (Jones et al. 1999) e 0.84 é um ETR-fator, baseado na média de luz que é realmente absorvida por plantas (Diving-PAM underwater fluorometer handbook of operation, Heins Walz GmbH 1998). Para comparar RLCs

quantitativamente usando estatística paramétrica, alguns parâmetros descritivos foram utilizados: eficiência fotossintética ( $\alpha$ ), taxa fotossintética máxima ( $F_{max}$ ) e fotoinibição ( $\beta$ ). Esses parâmetros foram calculados usando-se a equação de Platt et al. (1980) no programa Microcal Origin 5.0., usando os valores de ETR obtidos para cada replica.  $F_{max}$  e  $\beta$  foram calculados com ajuste de curvas usando todos valores de RLC enquanto  $\alpha$  foi obtido por ajuste linear usando os três primeiros pontos da curva ETR vs. irradiância (Yokoya et al. 2007).

### 2.3. Desenho amostral e procedimentos experimentais

*Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum* foram coletados da área 3 e usados como modelo para comparar sua performance fotossintética em resposta aos procedimentos experimentais. Três tipos de experimentos foram conduzidos, dois *ex situ* e um *in situ*, e são explicados em detalhe abaixo:

#### 2.3.1. Respostas às variações de salinidade

Para testar os efeitos das variações de salinidade combinadas às variações de temperatura observadas durante o verão (25°C) e inverno (15°C), foram incubadas 0.38g  $\pm$ 0.02 de *Sargassum stenophyllum* (um ápice) e *Ulva lactuca* em frascos Enlenmeyer com diferentes salinidades, 5, 15 e 34 ups em duas câmaras com controle de temperatura (25°C  $\pm$ 1 e 15°C  $\pm$ 1). A água usada para as incubações foi preparada usando-se água destilada com adição de sal marinho para aquário (Red Sea Pro Salt) em concentrações diferentes até que os níveis de salinidade fossem obtidos. A água foi então enriquecida com meio von Stosch (4 mL.L<sup>-1</sup>). A irradiância foi mantida constante e semelhante nas duas câmaras (116  $\mu$ mol  $\pm$ 2). Fotoperíodo foi ajustado para 14:10 h (claro:escuro) durante todo o experimento. A salinidade de 34 ups, média observada para área 3, foi utilizada como controle. Os frascos tiveram suas posições aleatorizadas e foram sistematicamente agitados usando uma vareta de vidro (15 rotações) a cada 3:30, durante o período claro. As algas foram aclimatadas no escuro por 30 minutos antes do experimento. Quatro Enlenmeyers foram usados como replicas para cada tratamento. Um adaptador em forma cilíndrica foi usado para manter uma distância constante (0.5 cm) entre o sensor de fibra óptica e a amostra. As medições de RLC foram realizadas seguindo 24 e 96 horas de incubação, sendo feita duas medições em cada réplica. Essas foram tratadas como pseudoréplicas e suas médias foram utilizadas para a análise de dados.

#### 2.3.2. Experimentos de curto período

Os experimentos foram realizados em laboratório, para se testar respostas de curtos períodos em condições controladas. Um total de cinco experimentos foram realizados para se avaliar os efeitos de dias em condições sem chuva (3 experimentos) vs. dias chuvosos (2 experimentos) sobre a performance fotossintética de *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum*. Água do mar (superfície)

foi coletada nestas três áreas e usada para incubar as macroalgas coletadas na área 3. As incubações foram feitas dentro de cinco horas do horário de coleta. Uma câmara com temperatura controlada ( $24\pm 0.5^{\circ}\text{C}$ ) foi usada para as rotinas experimentais. Cinco frascos erlenmeyers de um litro de capacidade foram usados para incubar  $1.5\pm 0.05$  g de macroalgas para cada tratamento. Apenas segmentos apicais de *Sargassum stenophyllum* foram usados, em número de três para todos tratamentos. Devido ao morfotipo folioso de *Ulva lactuca*, essas algas foram preparadas apenas removendo seu apressório e talo até obtenção do peso alvo.

As unidades experimentais foram aleatoriamente posicionadas em prateleiras equipadas com intensidade de luz constante ( $75\pm 5 \mu\text{mol photons m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) no topo e fotoperíodo controlado (14:10 h claro:escuro). Suas posições foram alteradas aleatoriamente duas vezes ao dia durante o período claro para evitar variações de irradiância entre os tratamentos. Nos mesmos momentos, duas vezes ao dia, a água foi sistematicamente agitada seguindo procedimento descrito no tópico anterior. As medições foram feitas seguindo-se 24 e 96 horas de incubação. O sensor de fibra óptica do Diving PAM foi ajustado usando um adaptador “tipo grampo” de tal forma que o mantinha em posição estacionária a uma distância de 1 cm da superfície das plantas. Para minimizar as heterogeneidades dos talos, duas medições de RLC foram realizadas para cada Erlenmeyer. Essas medições foram consideradas pseudoréplicas e suas medias foram obtidas para as análises estatísticas, resultando em cinco réplicas de cada tratamento.

### 2.3.3. *Transplante ao longo de um gradiente de urbanização*

O experimento de transplante foi realizado em campo durante o mês de Novembro de 2009. Para testar as diferenças nas respostas de *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum* ao longo do gradiente de poluição, indivíduos adultos foram transplantados da área 3 para as áreas 1 e 2. Transplantes também foram realizados dos costões rochosos da área 3 para outros locais dentro da área 3, e usados como controle. Para testar possíveis efeitos causados pelos transplantes, medições também foram realizadas com as macroalgas que ocorrem naturalmente no costão rochoso da área 3. As macroalgas transplantadas foram coletadas do costão rochoso, cortando-se o apressório o mais próximo possível da rocha e então colocadas em redes tubulares (malha 0,5 cm) as quais estavam amarradas a barras de aço em forma de “U”. Essas por sua vez estavam presas a blocos de concreto de forma cubóide retangular, medindo aproximadamente 30x20x10cm. Cada bloco continha duas fileiras de barras com quatro barras cada e em cada barra foi amarrada uma rede contendo três talos de cada espécie, de tal forma que uma fileira tinha quatro redes contendo *Ulva lactuca* e a outra fileira tinha quatro redes contendo espécimes de *Sargassum stenophyllum*.

Para minimizar variações fenotípicas, duas medições foram realizadas para cada rede contendo algas. Essas medições foram consideradas pseudoréplicas e suas médias foram utilizadas para obtenção dos valores finais utilizados para as análises dos dados, de tal forma que cada rede

contendo macroalgas foi considerada uma réplica. Originalmente três blocos foram espalhados aleatoriamente ao longo de cada área, totalizando 12 réplicas para cada área. Entretanto, o conteúdo de algumas redes em todas as áreas e um bloco inteiro na área 2 desapareceram antes do período em que as medições foram realizadas, portanto o desenho experimental original terminou com menos réplicas (*Ulva lactuca*: 11 na área 1, 7 na área 2, 12 na área 3, 11 na área 3-Costão rochoso; *Sargassum stenophyllum*: 9 na área 1, 8 na área 2, 10 na área 3, 9 na área 3-Costão rochoso). Nos casos em que sobraram menos réplicas, foram realizadas três ao invés de duas medições para cada réplica, e suas médias foram usadas para as análises como explicado acima. As medidas foram realizadas em diferentes regiões do talo das respectivas espécies. Um adaptador em forma cilíndrica foi usado para manter uma distância constante (0.5 cm) entre o sensor de fibra óptica e a amostra. As duas espécies de macroalgas ocorrem naturalmente no mesmo nível na área de estudo, por isso elas foram colocadas no mesmo nível nos blocos utilizados para os transplantes, e no momento de posicionar os blocos o nível natural de ocorrência das espécies foi considerado. As medições foram realizadas quatro semanas após o transplante. Como as medições foram feitas durante a maré baixa, para se evitar respostas indesejáveis relacionadas à dessecação, as amostras foram molhadas com água do próprio local logo antes da aclimação por 30 minutos no escuro.

#### 2.4. Análise de água

A qualidade da água foi monitorada de Abril a Dezembro de 2009. Três réplicas amostrais foram manualmente coletadas em três subáreas de cada área usando garrafas plásticas de um litro. A frequência de amostragem foi aleatorizada e variou de acordo com as condições climáticas (ocorrência ou não de chuva e sua intensidade). As amostras de água foram mantidas em uma caixa térmica com gelo e transportadas para o laboratório. Para se avaliar a quantidade de material particulado em suspensão (MPS) e pigmentos fitoplanctônicos presentes na água, uma fração das amostras foi filtrada (GF-52C Schleicher e Schuell) e a solução filtrada foi então utilizada para análise de nutrientes inorgânicos dissolvidos. Os filtros foram secados por 15 horas a 60°C e pesados para quantificação do material particulado em suspensão. A outra fração foi filtrada para análise de clorofila-a e feofitina-a. A concentração de amônia e fosfato foi medida por meio de espectrofotometria e do método colorimétrico (Grasshoff et al. 1983). Clorofila-a e feofitina-a foram extraídos usando acetona 90% e determinados por meio de espectrofotometria. Temperatura e pH foram monitorados em campo e laboratório usando um pHmetro portátil.

#### 2.5. Estatística

Os efeitos da poluição por esgotos em comunidades biológicas marinhas têm sido geralmente estudadas usando análises univariadas ou multivariadas, enquanto poucos estudos se beneficiaram de uma combinação de ambos (Terlizzi et al. 2002). O uso de análises distintas torna a detecção de



efeitos em diferentes componentes da comunidade mais provável (Terlizzi et al. 2002). Aqui, análises univariadas foram usadas para análises dos dados de experimentos de laboratório, enquanto para os dados de parâmetros ambientais foram utilizadas análises multivariadas (ANOSIM usando Distância Euclidiana com dados não transformados). Análises univariadas e multivariadas foram usadas para análise dos dados do experimento de campo.

Nas análises univariadas a homogeneidade das variâncias foi avaliada usando o teste de Levene. Em alguns poucos casos as variâncias provaram ser heterogêneas e não puderam ser estabilizadas com transformação de dados. No entanto, análises de variância (ANOVA) são consideradas suficientemente robustas para os requisitos das suposições, particularmente com desenhos balanceados e amostragens relativamente grandes (Underwood, 1997). Heterogeneidade das variâncias aumenta a probabilidade de Erro Tipo I, que é a rejeição da hipótese nula quando a hipótese nula é na verdade válida (Underwood e Chapman 2003). Portanto, para minimizar a probabilidade de Erro Tipo I, os dados não transformados foram usados e os resultados foram interpretados de forma mais conservativa (Underwood, 1997). ANOVA unifatorial foi usada para as análises dos dados dos experimentos de curto período e de salinidade. Para diferenças significativas, análises *a posteriori* foram realizadas utilizando-se o teste Newman–Keuls, usando o programa de análise estatística STATISTICA 7.0 (StatSoft, Inc. 2004).

Análises multivariadas foram usadas para descrever diferenças nos rendimentos quânticos efetivos obtidos com a aplicação das RLCs, usando como descritores todos os valores de rendimento obtidos a partir do emprego da série de PAR. Os dados foram transformados por raiz quadrada. Matrizes de similaridade de Bray-Curtis foram calculadas e utilizadas para gerar um gráfico bidimensional com a técnica da escala multidimensional não métrica (nMDS). Análises de similaridade (ANOSIM), um teste de permutação, foi usado para testar a hipótese nula de que não há diferenças nos rendimentos quânticos efetivos entre as localidades (Clarke e Warwick, 1994). As análises foram feitas usando o programa PRIMER 6 (programa estatístico do Plymouth Marine Laboratory, UK).

### **3. Resultados**

#### *3.1. Caracterização da água*

Os parâmetros de água foram caracterizados por diferenças entre as áreas (Tabela 1). Concentrações de amônia foram mais altas na área 1 comparadas às áreas 2 e 3, que por sua vez não apresentaram diferenças significativas. Concentrações de fosfato e clorofila-a apresentaram diferenças significativas entre todas as áreas, com concentrações aumentando em direção a área 1. As concentrações de feofitina-a foram maiores na área 1 mas apenas se comparadas à área 3. MPS

foi maior na área 2 do que na área 3, mas não apresentou diferenças entre as áreas 1 e 2 (Fig. 2). Valores de salinidade tiveram maiores variações na área 1 do que nas áreas 2 e 3, variando de 19 a 34 na área 1 e de 29 a 34 e 30 a 34 nas áreas 2 e 3, respectivamente (Tabela 2). Os testes globais mostram que eventos de chuva causaram diferenças significativas em salinidade e MPS. A análise geral, que incluiu todos os parâmetros, também apontou diferenças significativas relacionadas aos eventos de chuva. Entretanto, a mesma análise feita com os dados de salinidade excluídos não apresentou diferenças significativas devidas aos eventos de chuva, indicando que a salinidade apresenta uma forte influência nos resultados gerais (ver Tabela 1).

Tabela 1. Sumário dos parâmetros de água determinados pela ANOSIM bifatorial cruzada.

	Teste pareado		Testes globais				
	R	p	Local		Condição		
			R	p	R	p	
<b>Todos parâmetros</b>							
Área 1 x Área 2	0.048	< 0.05					
Área 1 x Área 3	0.085	< 0.01	0.046	< 0.05	0.118	< 0.05	
Área 2 x Área 3	0.005	NS					
<b>Todos parâmetros (- salinidade)</b>							
Área 1 x Área 2	0.102	< 0.01					
Área 1 x Área 3	0.187	< 0.005	0.12	< 0.005	-0.026	NS	
Área 2 x Área 3	0.073	< 0.01					
<b>Clorofila-a (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>							
Área 1 x Área 2	0.105	< 0.01					
Área 1 x Área 3	0.243	< 0.005	0.138	< 0.005	0.053	NS	
Área 2 x Área 3	0.07	< 0.05					
<b>Feofitina-a (<math>\mu\text{g.L}^{-1}</math>)</b>							
Área 1 x Área 2	0.04	NS					
Área 1 x Área 3	0.075	< 0.05	0.039	< 0.05	-0.016	NS	
Área 2 x Área 3	0.012	NS					
<b>MPS (<math>\text{mg.L}^{-1}</math>)</b>							
Área 1 x Área 2	0.066	NS					
Área 1 x Área 3	0.036	NS	0.052	< 0.05	0.474	< 0.005	
Área 2 x Área 3	0.07	< 0.05					
<b>Amônia (<math>\mu\text{M}</math>)</b>							
Área 1 x Área 2	0.061	< 0.01					
Área 1 x Área 3	0.068	< 0.05	0.039	< 0.05	0.024	NS	
Área 2 x Área 3	-0.009	NS					
<b>Fosfato (<math>\mu\text{M}</math>)</b>							
Área 1 x Área 2	0.13	< 0.005					
Área 1 x Área 3	0.252	< 0.005	0.197	< 0.005	0.078	NS	
Área 2 x Área 3	0.255	< 0.005					
<b>Salinidade (psu)</b>							
Área 1 x Área 2	0.213	< 0.01					
Área 1 x Área 3	0.43	< 0.005	0.234	< 0.005	0.113	< 0.05	
Área 2 x Área 3	0.069	NS					

Concentrações de nutrientes variaram bastante na área 1 enquanto um padrão mais estável foi observado nas outras áreas. Concentrações de amônia foram mais variáveis na área 1 onde as médias das réplicas variaram de 0,35 a 67,29  $\mu\text{M}$ , enquanto nas áreas 2 e 3 essa variação foi de 0,27 a 6,05  $\mu\text{M}$  e de 0,21 a 2,61  $\mu\text{M}$  respectivamente. Padrões similares foram observados para fosfato (0,61 a 9,61  $\mu\text{M}$  na área 1, 0,41 a 1,13  $\mu\text{M}$  na área 2 e 0,60 a 0,91  $\mu\text{M}$  na área 3).

Concentrações de clorofila-a foram mais variáveis na área 1, variando entre 0,89 to 17,07  $\mu\text{g.L}^{-1}$  enquanto nas áreas 2 e 3 essa variação foi de 1,78 a 6,66  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 0,44 a 4,15  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , respectivamente. Concentrações de feofitina-a apresentaram um padrão mais estável, com um pico em Maio na área 1 quando atingiu 56,31  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Contudo, apesar desse pico não foram observadas outras grandes variações na área 1, que apresentou uma concentração mínima de 1,2  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . Nas áreas 2 e 3 as variações foram mais estreitas, variando de 0,57 a 16,35  $\mu\text{g.L}^{-1}$  e 0,35 a 9,47  $\mu\text{g.L}^{-1}$ . MPS apresentou o padrão mais estável na área 1 onde variou de 54,16 a 149,33  $\text{mg.L}^{-1}$ , seguido da área 3 onde as concentrações variaram de 29,5 a 206  $\text{mg.L}^{-1}$ . As concentrações médias e variações mais altas foram observadas na área 2 (52,85 to 307,33  $\text{mg.L}^{-1}$ ), onde eventos de chuva causaram diferenças significantes nas concentrações de MPS.

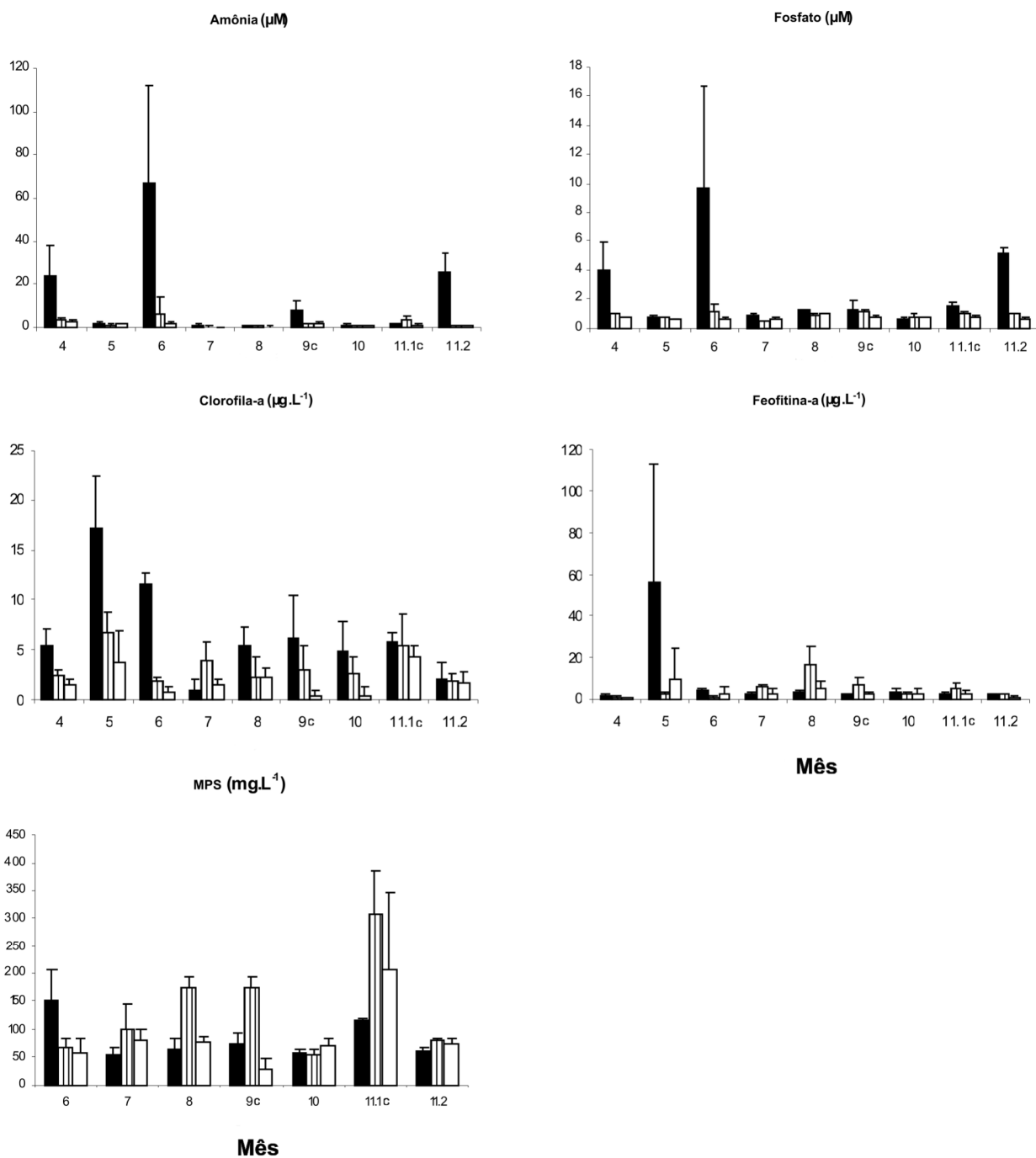


Fig. 2. Concentrações de amônia, fosfato, clorofila-a, feofitina-a e MPS nas três áreas estudadas, de Abril a Novembro para todos os parâmetros exceto para MPS (de Junho a Novembro). Duas amostragens foram feitas em Novembro (11.1 e 11.2). Barras pretas = Área 1, barras listradas = Área 2, barras brancas = Área 3, c = coletado durante evento de chuva.

Tabela 2. Valores de salinidade observados durante condições sem chuva e eventos de chuva nas áreas de estudo.

Área	Normal (n = 9)	Chuva (n = 9)	Variação
	Média (±SD)	Média (±SD)	
Área 1	29.5 (1.2)	26.6 (5.3)	19 - 33
Área 2	30.7 (1.3)	31.8 (1.9)	29 - 34
Área 3	32.4 (1.2)	32.7 (1.4)	30 - 34

### 3.2. Efeitos da salinidade sobre a fotossíntese

De acordo com ANOVA unifatorial, *Ulva lactuca* apresentou maior eficiência fotossintética ( $\alpha$ ) a 34 e 15 ups do que a 5 ups, embora apenas na temperatura simulada de inverno (15°C) (Fig. 3). Os outros parâmetros não apresentaram diferenças entre os tratamentos, nem a 15°C nem a 25°C. Da mesma forma, *Sargassum stenophyllum* apresentou maior eficiência fotossintética ( $\alpha$ ) a 34 ups e 15 ups se comparados a 5 ups, também apenas a 15°C. Entretanto, na mesma temperatura, valores de fotoinibição ( $\beta$ ) também foram maiores a 15 ups comparando-se com 34 e 5 ups. Por outro lado, a 25°C nenhum dos parâmetros apresentou diferenças entre os tratamentos (Tabela 3).

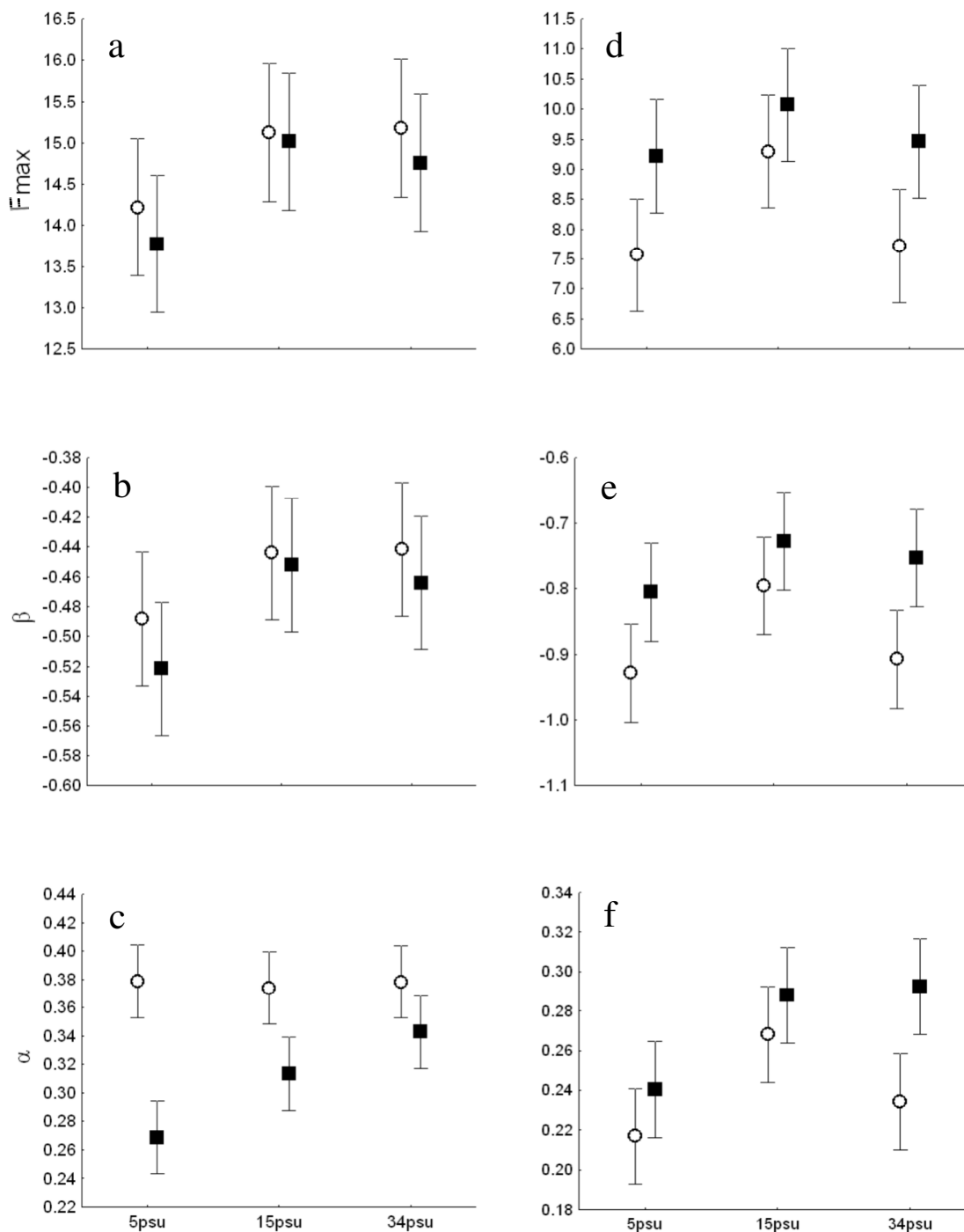


Fig. 3. (a)-(f) O efeito da salinidade a diferentes temperaturas nos parâmetros fotossintéticos de *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum*. (a)-(c)  $F_{max}$ ,  $\beta$  e  $\alpha$  de *Ulva lactuca*. (d)-(f)  $F_{max}$ ,  $\beta$  e  $\alpha$  de *Sargassum stenophyllum*.  $\circ$  = 25°C e  $\blacksquare$  = 15°C. Barras indicam desvio padrão (n = 4).

Tabela 3: Sumário de ANOVA unifatorial dos parâmetros fotossintéticos de *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum* em resposta a salinidade a diferentes temperaturas.

Espécie/temperatura	Fmax			β			α		
	F	p	SNK	F	p	SNK	F	p	SNK
<i>U. lactuca</i>									
15°C	2.59	NS		2.70	NS		7.54	< 0.05	34, 15 > 5
25°C	1.97	NS		1.74	NS		0.06	NS	
<i>S. stenophyllum</i>									
15°C	2.82	NS		4.60	< 0.05	15 > 5, 34	14.10	< 0.005	34, 15 > 5
25°C	2.73	NS		2.32	NS		3.30	NS	

Fmax: Taxa fotossintética máxima; β: fotoinibição; α: eficiência fotossintética; SNK: resultados do teste post-hoc Student Newman-Keuls.

### 3.3. Respostas de curto período

*Ulva lactuca* apresentou maiores valores de Fmax e β nas águas das áreas 1 e 3 após 24 horas, apenas no primeiro experimento da série. Após 96 horas de incubação os valores de Fmax e β declinaram no tratamento com água da área 3. Eficiência fotossintética (α) foi maior nos tratamentos com água das áreas 1 e 2, apenas após 24 horas, no segundo experimento. Os outros experimentos não apresentaram diferenças entre os tratamentos (Tabela 4). *Sargassum stenophyllum* apresentou maior eficiência fotossintética quando tratado com água da área 2, comparando-se ao tratamento com água da área 3. Entretanto, isso foi observado apenas após 24 horas de incubação no primeiro e segundo experimentos da série. No quinto experimento Fmax, β e α apresentaram diferenças significativas após 24 horas, e após 96 horas α foi o único parâmetro com diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 5).

Tabela 4: Resultados da ANOVA unifatorial dos parâmetros fotossintéticos de *Ulva lactuca* comparando experimentos de curto período, em diferentes condições, após 24 e 96 horas.

Exp.	Cond.	Tempo (Hrs)	Fmax			β			α		
			F	p	SNK	F	p	SNK	F	p	SNK
1	SC	24	5.21	< 0.05	A1, A3 > A2	5.30	< 0.05	A1, A3 > A2	1.90	NS	
		96	8.21	< 0.01	A1 > A3	8.39	< 0.01	A1 > A2, A3	0.28	NS	
2	CC	24	0.76	NS		0.90	NS		5.13	< 0.05	A2 > A3
		96	1.18	NS		1.22	NS		1.65	NS	
3	SC	24	1.20	NS		1.24	NS		3.57	NS	
		96	0.60	NS		0.58	NS		0.04	NS	
4	CC	24	1.75	NS		1.74	NS		0.06	NS	
		96	1.03	NS		1.06	NS		1.08	NS	
5	SC	24	1.76	NS		1.74	NS		0.50	NS	
		96	3.59	NS		3.45	NS		1.85	NS	

Exp.: experimento; Cond.: Condição climática; SC: sem chuva; CC: com chuva; Fmax: taxa fotossintética máxima; β: fotoinibição; α: eficiência fotossintética; SNK: resultados do teste post-hoc Student Newman-Keuls.

Tabela 5: Resultados da ANOVA unifatorial dos parâmetros fotossintéticos de *Sargassum stenophyllum* comparando experimentos de curto período, em diferentes condições, após 24 e 96 horas.

Exp.	Cond.	Tempo (Hrs)	Fmax			$\beta$			$\alpha$		
			F	p	SNK	F	p	SNK	F	p	SNK
1	SC	24	2.35	NS		2.59	NS		6.29	< 0.05	A2 > A3
		96	1.16	NS		1.23	NS		0.86	NS	
2	CC	24	0.34	NS		0.42	NS		3.96	< 0.05	A2 > A3
		96	0.33	NS		0.30	NS		0.11	NS	
3	SC	24	0.57	NS		0.47	NS		0.25	NS	
		96	0.77	NS		0.98	NS		1.60	NS	
4	CC	24	0.11	NS		0.10	NS		0.00	NS	
		96	0.56	NS		0.63	NS		1.31	NS	
5	SC	24	3.90	< 0.05	A2 > A3	4.12	< 0.05	A1, A2 > A3	6.55	< 0.05	A1 > A3
		96	2.91	NS		3.08	NS		4.76	< 0.05	A1, A2 > A3

Exp.: experimento; Cond.: Condição climática; SC: sem chuva; CC: com chuva; Fmax: taxa fotossintética máxima;  $\beta$ : fotoinibição;  $\alpha$ : eficiência fotossintética; SNK: resultados do teste post-hoc Student Newman-Keuls.

### 3.4. Respostas de longo período

Diminuições na eficiência fotossintética (rendimento quântico efetivo - EQY) de *Sargassum stenophyllum* foram observadas nas áreas 1 e 2 (Fig. 4). ANOSIM dos valores de EQY apresentaram diferenças significativas entre as plantas transplantadas e do costão rochoso da área 3 e aquelas transplantadas para as áreas 1 e 2 (Teste global: *Ulva lactuca*,  $R = 0.087$ ,  $P < 0.05$ ; *Sargassum stenophyllum*,  $R = 0.177$ ,  $P < 0.005$ ) (Tabela 6). MDS separou dois grupos principais de locais, com as áreas 1 e 2 formando um grupo e os transplantes e costão rochoso da área 3 formando um segundo grupo (Fig. 5). Por outro lado, o EQY de *Ulva lactuca* não apresentou diferenças significantes entre as plantas transplantadas das três áreas. A exceção foram as algas do costão rochoso que apresentaram menor EQY que as plantas transplantadas para as áreas 1 e 2. Entretanto não foram observadas diferenças entre as algas do costão rochoso e aquelas transplantadas para a mesma área (área 3), nem para *Sargassum stenophyllum* nem para *Ulva lactuca*, demonstrando que o estresse causado pelos transplantes dentro da mesma área não foi significativo no que diz respeito à eficiência fotossintética.

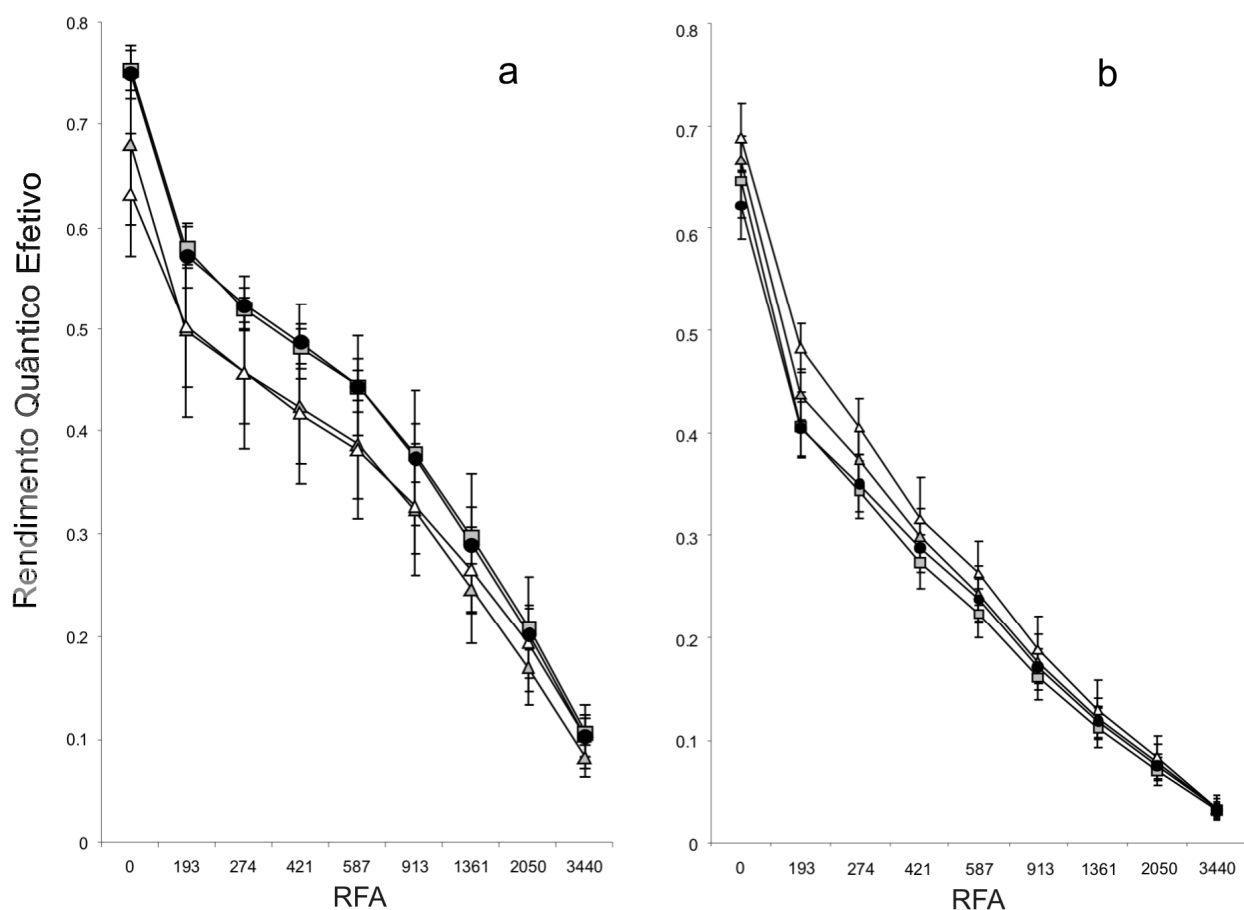


Fig. 4. Curvas de rendimento quântico efetivo vs. Radiação Fotossinteticamente Ativa (RFA) obtidas para (a) *Ulva lactuca* e (b) *Sargassum stenophyllum* após experimento de longo período no campo. ● = área 1 transplante, ■ = área 2 transplante, ▲ = área 3 transplante, Δ = área 3 costão rochoso. Barras indicam desvio padrão (n = *Ulva lactuca*: 11 na área 1, 7 na área 2, 12 na área 3, 11 na área 3-CR; *Sargassum stenophyllum*: 9 na área 1, 8 na área 2, 10 na área 3, 9 na área 3-CR).

Tabela 6: ANOSIM unifatorial comparando valores de RLCs em resposta ao experimento de longo período.

Teste pareado	<i>Ulva lactuca</i>		<i>Sargassum stenophyllum</i>	
	R	p	R	p
Área 3 Transplante x Área 3 costão rochoso	0.013	NS	0.055	NS
Área 3 Transplante x Área 2 Transplante	0	NS	0.157	< 0.05
Área 3 Transplante x Área 1 Transplante	0.092	NS	0.183	< 0.05
Área 3 costão rochoso x Área 2 Transplante	0.232	< 0.05	0.329	< 0.01
Área 3 costão rochoso x Área 1 Transplante	0.279	< 0.05	0.393	< 0.01
Área 2 Transplante x Área 1 Transplante	-0.114	NS	0.003	NS



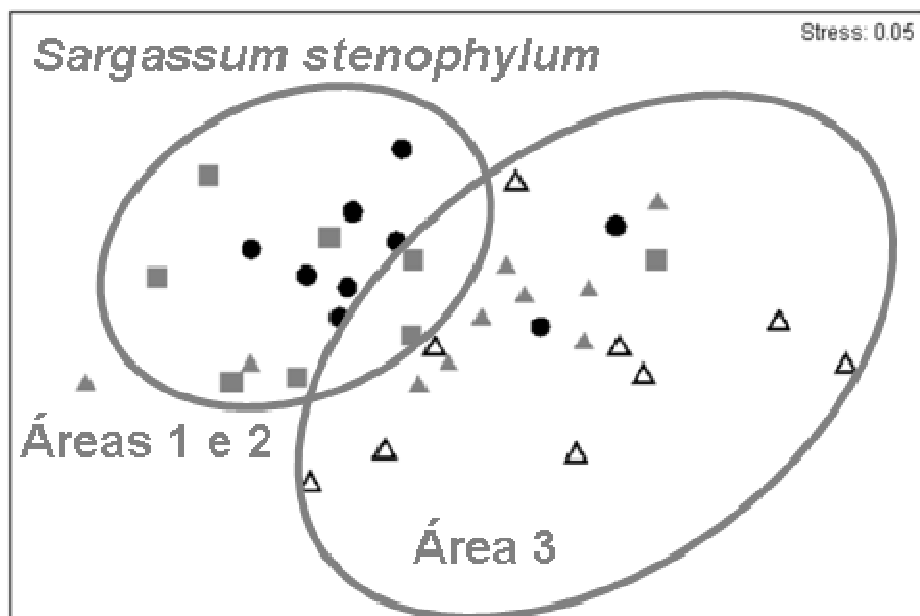
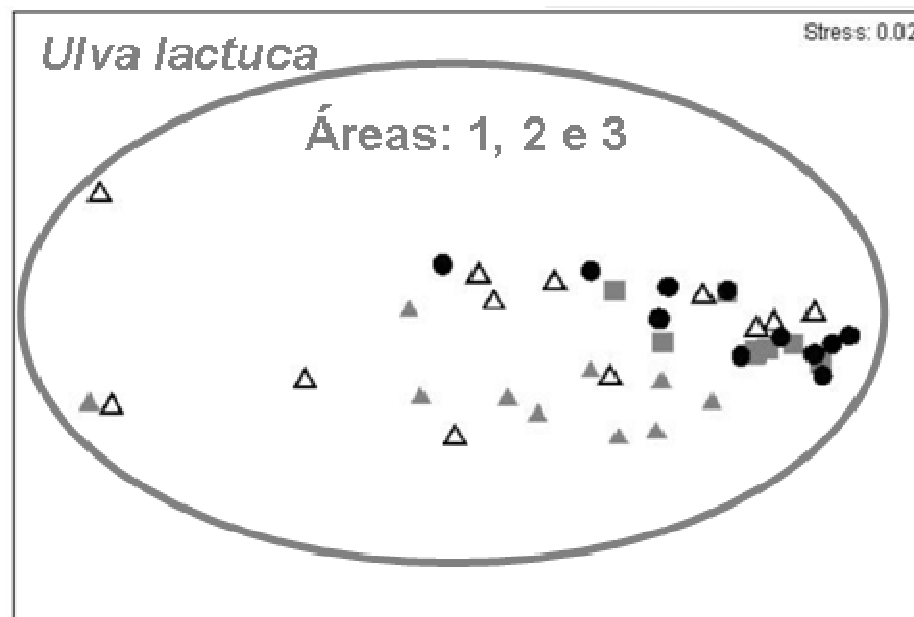


Fig. 5. nMDS dos valores de rendimento quântico efetivo obtidos das RLCs dos transplantes de *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum* para as áreas 1, 2 e 3, e algas do costão rochoso da área 3. Representação dos símbolos: ●, Área 1 transplantes; ■, Área 2 transplantes; ▲, Área 3 transplantes; Δ, Área 3 algas do costão rochoso.

Na análise global (Fig. 6) não se evidenciou diferenças significativas para taxa fotossintética máximas ( $F_{max}$ ) e fotoinibição ( $\beta$ ) entre as áreas, tanto para *Ulva lactuca* quanto para *Sargassum stenophyllum* (Tabela 7). Por outro lado, diferenças significativas ( $p < 0.05$ ) foram observadas para eficiência fotossintética ( $\alpha$ ) entre os locais para ambas as espécies. O teste a posteriori reforça que os valores de  $\alpha$  apresentados por *Ulva lactuca* foram significativamente mais baixos na área 3, tanto para as algas do costão rochoso quanto para as transplantadas. Diferenças não foram observadas

entre as áreas 1 e 2. Os exemplares de *Sargassum stenophyllum* do costão rochoso apresentaram valores significativamente mais altos de  $\alpha$  do que todas as algas transplantadas. Entretanto, as algas transplantadas para a mesma área 3 também apresentaram maiores valores de  $\alpha$  do que aquelas transplantadas para a área 1, enquanto as algas transplantadas da área 2 e 3 não apresentaram diferenças significativas para esse parâmetro.

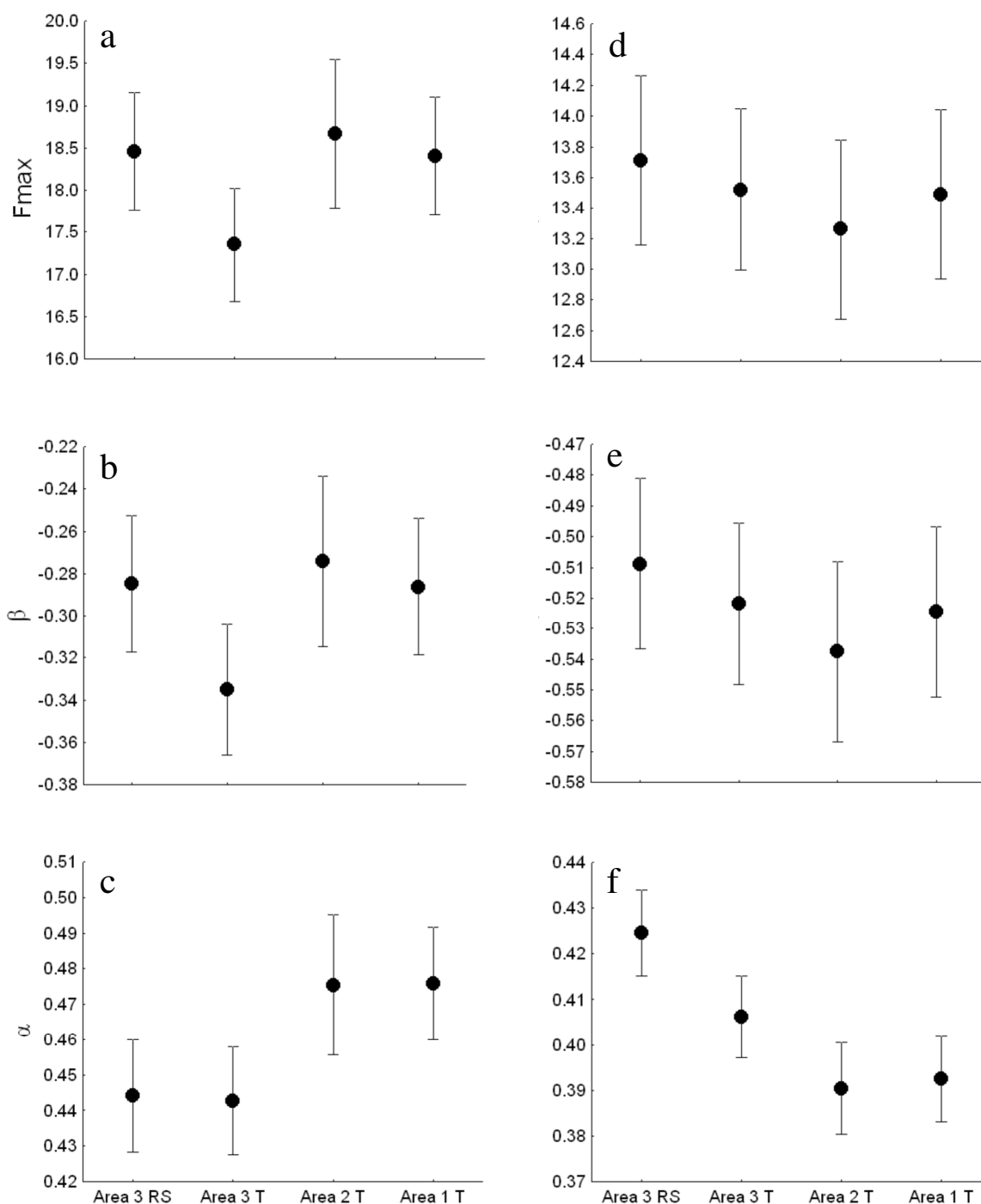


Fig. 6. (a)-(f) Parâmetros fotossintéticos de *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum* após o experimento de longo período no campo. (a)-(c) F<sub>max</sub>,  $\beta$  e  $\alpha$  de *Ulva lactuca* (d)-(f) F<sub>max</sub>,  $\beta$  e  $\alpha$  de *Sargassum stenophyllum*. T = transplante; CR = Costão Rochoso. Barras indicam desvio padrão (n = *Ulva lactuca*: 11 na área 1, 7 na área 2, 12 na área 3, 11 na área 3-CR; *Sargassum stenophyllum*: 9 na área 1, 8 na área 2, 10 na área 3, 9 na área 3-CR).

Tabela 7: Sumário de ANOVA unifatorial dos parâmetros fotossintéticos de *Ulva lactuca* e *Sargassum stenophyllum* comparando respostas do experimento de longo período.

Parâmetro	<i>Ulva lactuca</i>			<i>Sargassum stenophyllum</i>		
	F	p	SNK	F	p	SNK
Fmax	2.85	NS		0.43	NS	
$\beta$	2.82	NS		0.70	NS	
$\alpha$	5.25	< 0.005	A1T, A2T > A3T, A3CR	11.30	< 0.001	A3CR > A3T, A2T, A1T; A3T > A1T

Fmax: taxa fotossintética máxima;  $\beta$ : fotoinibição;  $\alpha$ : eficiência fotossintética; SNK: resultados do teste post-hoc Student Newman-Keuls.

#### 4. Discussão

Pulsos de nutrientes são maiores e mais conspícuos no ambiente urbano se comparado com áreas menos urbanizadas ou preservadas, sendo confirmado aqui. Similarmente, salinidade apresentou maiores variações na área urbana, com valores mínimos menores, provavelmente devido a grandes áreas de superfície impermeável que leva a maiores volumes de água de escoamento superficial durante eventos de chuva (Corbett et al. 1997). Além disso, entradas de compostos tóxicos também são reportadas para esses ambientes (Ellis et al. 1997, Marsalek et al. 1997, Sansalone e Buchberger 1997, Haiyan e Stuanes 2003, Kamalakkannan et al. 2004) o que torna ambientes costeiros urbanizados sujeitos a maiores variações em qualidade de água. Alterações na superfície do terreno resultam em um aumento dos volumes de água de escoamento, maiores taxas de fluxo e reduzem infiltração da água de chuva e a filtração de poluentes (Corbett et al. 1997). Os resultados do presente estudo sugerem que a relação sinérgica e alta instabilidade das características físico/químicas da água do mar em áreas urbanas são estressantes para espécies de *Sargassum* causando reduções significantes em sua eficiência fotossintética, enquanto espécies do gênero oportunista *Ulva* suportam essas variações ao longo do gradiente urbano. Essas respostas danosas ocorreram nos experimentos de longa duração. Nos experimentos de curta duração, pelo menos para condições laboratoriais, um aumento da eficiência fotossintética pode ser observado para *Ulva lactuca* e até mesmo para a estresse-suscetível *Sargassum stenophyllum* em algumas ocasiões (primeiras 24 horas do primeiro e segundo experimento e até 96 horas no quinto). Essas respostas positivas podem ser devidas ao tempo necessário para detecção de respostas negativas na eficiência fotossintética ser eventualmente maior que as 96 horas aplicadas. Contudo, os resultados de curto período devem ser tratados com cautela dado que essa é uma abordagem laboratorial (para uma revisão ver Underwood e Peterson 1988).

Diminuições na eficiência fotossintética foram observadas apenas em níveis extremamente baixos de salinidade (aqui 5 ups) para ambas espécies, embora apenas nas temperaturas de inverno (15°C). No entanto, a média das taxas de precipitação na região são maiores durante os meses de

verão, que reduzem a probabilidade de chuvas intensas durante o inverno, e conseqüentemente as chances de diminuições substanciais de salinidade próxima aos 5 psu juntamente com as baixas temperaturas aplicadas no experimento. De qualquer forma, respostas positivas como o aumento das taxas de crescimento a relativamente baixas salinidades têm sido observadas para outras espécies fucóides e verdes como *Fucus serratus* Linnaeus (Gordillo et al. 2002) e *Enteromorpha intestinalis* (= *Ulva intestinalis* Linnaeus) (Hayden et al. 2003), nos quais se encontrou as maiores taxas de crescimento entre 15-20 e 17-22 ups a temperaturas médias de 23°C e 17°C respectivamente (Martins et al. 1999). Aumentos nas taxas fotossintéticas a 15 psu já foram verificados também para *Cladophora vagabunda* (L.) van den Hoek e *Polysiphonia subtilissima* Mont., porém o mesmo estudo observou indiferenças na taxa fotossintética de *Ulva flexuosa* (Wulfen) J. Agardh subsp. *flexuosa* através de um gradiente de salinidade de 10, 15 e 25 psu (Loureiro e Reis 2008). Além disso, tem sido documentado que espécies da região entre marés toleram bem baixas salinidades (Gordillo et al. 2002). Portanto, aqui as diminuições nos valores de salinidade observadas na área urbana provavelmente não causam efeitos negativos na eficiência fotossintética e é improvável que isoladamente seja um componente importante causador de mudanças na estrutura da comunidade da região entre marés.

Incubações de curta duração com águas das áreas 1 e 2 aumentaram a eficiência fotossintética de *Sargassum stenophyllum* em comparação com as da área 3, embora apenas em alguns experimentos. Schaffelke e Klumpp (1998) observaram respostas positivas a pulsos de nutrientes de curtos períodos no crescimento de *Sargassum baccularia* (Mertens) C. Agardh em laboratório e no campo. No entanto, os maiores aumentos no crescimento foram observados em uma faixa de concentrações de 8/1 a 20/2 µM de amônia/fosfato. Maiores e menores concentrações levaram a menores taxas de crescimento. Além disso, a fotossíntese líquida aumentou em 30% após 24 horas do pulso de nutrientes (água fertilizada: 8/1 µM amônia/fosfato) comparados às algas controle (água não enriquecida), com aumento significativo durando até 5 dias, mas após esse período diferenças não foram observadas. Isso está de acordo com nossos resultados de curto período, o que reflete até um certo nível, os efeitos positivos nas algas de águas enriquecidas por um curto período de tempo. *Ulva lactuca* foi menos afetada, visto que essa espécie apresentou uma eficiência fotossintética maior no segundo experimento de curto período. Isso reflete sua habilidade de crescer bem nas mais variáveis condições (Ramus e Venable, 1987; Rico et al. 2005). Efeitos tóxicos de altos níveis de amônia têm sido documentados, variando de 50 µM a concentrações milimolares (Waite e Mitchell 1972, McLachlan 1977, Ogawa 1984) indicando que pulsos de alta concentração têm efeitos negativos tanto para *Ulva lactuca* quanto para *Sargassum stenophyllum*. Aqui, embora altas concentrações de amônia foram observadas durante o período de caracterização da água (médias das réplicas acima de 65 µM, mas o máximo observado para uma única réplica chegando a 99 µM), não foram amostradas concentrações de amônia acima de 50 µM durante o

período amostral de água para utilização nos experimentos de curto período, e portanto, medições dos efeitos de altas concentrações de amônia nos experimentos de curto período não foram possíveis de serem realizadas. Porém, altas concentrações de amônia são prováveis de terem ocorrido pelo menos algumas vezes ( $> 50 \mu\text{M}$ ) durante o experimento de campo, que teriam então negativamente afetado a fotossíntese (Waite e Mitchell 1972; Kautsky 1982) e o crescimento (Peckol e Rivers 1995). Neste estudo, o experimento de campo demonstrou uma redução na eficiência fotossintética de *Sargassum stenophyllum* mas não na de *Ulva lactuca*, indicando que espécies de *Ulva*, apesar de sua conhecida sensibilidade diante de níveis tóxicos de amônia mantidos a concentrações relativamente constantes, e elevadas, tolera pulsos de amônia de concentrações variáveis, o que não é o caso de espécies de *Sargassum*. Como colocado por Holt (2008), a existência competitiva apóia-se na interação de mecanismos equalizadores prevenindo qualquer espécie de jamais ter uma vantagem adaptativa muito maior, e mecanismos estabilizadores permitindo crescimento para as espécies quando raras, mas grandes perturbações podem destruir a eficiência de tais mecanismos. Pulsos recorrentes podem afetar fortemente o tamanho médio de populações, tanto diminuí-las quanto aumentá-las, dependendo de como os recursos influenciam a demografia. Em alguns momentos pulsos de recursos colocam em perigo a persistência local. Isso é particularmente verdadeiro quando os pulsos excedem aqueles experimentados na história evolutiva das espécies. Todas as espécies que persistem diante de pulsos de recursos recorrentes devem ter mecanismos para tolerar ou impedir os efeitos negativos posteriores de pulsos de recursos (Holt 2008).

Apesar das concentrações de nutrientes relativamente baixas observados na área 2 comparados a área 1, as respostas positivas nos experimentos de curto período nas incubações com água daquela área podem estar relacionadas às altas concentrações de MPS presentes na coluna d'água. Schaffelke (1999) demonstrou que material particulado atua como uma importante fonte de nutrientes para espécies de *Sargassum* e sugere que nutrientes dissolvidos liberados do material particulado (MP) depositado no talo da alga são mais eficientemente absorvidos pela alga através da camada de entorno na superfície do talo do que nutrientes dissolvidos na coluna d'água, devido à possível formação de um forte gradiente de difusão quando a remineralização de MP ocorre próximo à superfície do talo. A camada rica em nutrientes na superfície da alga deve ser formada por uma associação de MP depositado, muco de alga parda, e bactérias que remineralizam a matéria orgânica. Além disso, de acordo com o autor, o uso de nutrientes derivados de MP como um recurso alternativo aos nutrientes da coluna d'água, deve aliviar uma limitação periódica de crescimento e, portanto, deve superar potenciais efeitos adversos de partículas depositadas na superfície dos talos.

Poluição por metais pesados tem sido relativamente bem documentada em muitas águas costeiras, incluindo a Baía da Ilha de Santa Catarina (Pagliosa et al. 2004). Metais estão geralmente

presentes em baixas ou muito baixas concentrações nos oceanos (Ash e Stone, 2003), mas concentrações muito maiores ocorrem em águas costeiras próximas a centros urbanos devido à entrada de água de escoamento e emissários de esgoto (Sansalone e Buchberger 1997, Haiyan e Stuanes 2003). A entrada de metais nos ambientes costeiros é frequentemente acompanhada por outros poluentes como macronutrientes. Além do mais, o aumento da taxa de acumulação de metais em macroalgas tem sido documentada em águas enriquecidas (Lee e Wang 2001). Certos metais traço são usados por organismos vivos para estabilizar a estrutura de proteínas, facilitar reações de transferência de elétrons e catalisar reações enzimáticas. Porém, outros metais, como chumbo (Pb), mercúrio (Hg), e cádmio (Cd) podem ter efeitos negativos, substituindo metais traço essenciais e interferir no funcionamento adequado de enzimas e co-fatores associados (Torres et al. 2008). Tem sido demonstrado que a adição de  $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Cd}^{2+}$  em *Gracilaria tenuistipitata* C.F. Chang & B.M. Xia causa aumento de estresse oxidativo observado por uma diminuição de crescimento e aumento da oxidação de proteínas e lipídios (Collén et al. 2003). Além disso, Okamoto et al. (2001) demonstraram que  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  e  $\text{Cu}^{2+}$  induzem o estresse oxidativo em cloroplastos algais, particularmente em condições agudas, e sugere que a tolerância de organismos fotossintéticos a desafios ambientais deve depender em respostas de defesa que previnem o insulto oxidativo dentro dos cloroplastos. Aqui, os efeitos combinados de altos níveis de nutrientes com uma potencial alta concentração de metais pesados na água causadas por sucessivas entradas de água de escoamento e descargas de esgoto são prováveis de ser um componente importante negativamente afetando as células de *Sargassum stenophyllum* e sua eficiência fotossintética, como observado no experimento de campo nas áreas 1 e 2.

Outros poluentes tóxicos potencialmente presentes em águas de escoamento urbano são Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs), fenóis e herbicidas (Marsalek et al. 1997; Ellis et al. 1997). A combustão de petróleo e diesel (emissões de transporte) é considerada um dos maiores contribuintes para emissão de HAPs para o meio ambiente (Kamalakkannan et al. 2004). HAPs são conhecidos por seu potencial mutagênico e carcinogênico para a fauna marinha (Reynaud e Deschaux 2006) e seus efeitos danosos sobre a saúde humana. Efeitos dos HAPs (fenantreno e pireno) sobre algas pardas incluem uma diminuição na concentração de clorofila-a e carotenóides, alterações enzimáticas e letalidade, à medida que as concentrações de HAPs aumentam de 0.1 a 2.0 mg/l, porém letalidade pode ser observada em três dias a altas concentrações de HAPs (> 0.4 mg/l) (Wang e Zhao 2007). No entanto, concentrações de HAPs aumentam com a intensidade da chuva mas são geralmente menores que 0.1 mg/l em águas de escoamento (Göbel et al. 2006) mas podem atingir concentrações muito maiores no sedimento (ex. até 64 mg  $\text{kg}^{-1}$ , peso seco, em um sistema de detenção de uma rodovia em Surrey, UK) (Kamalakkannan et al. 2004). Fenóis têm sido demonstrados como causadores de reduções de crescimento e respiração, além de inibição de processos de fertilização (Eklund e Kautsky 2003), enquanto herbicidas atacam o sítio de

fotoredução do fotossistema II nos cloroplastos, competindo com plastoquinona pelo sítio de ligação de  $Q_B$  (Lavergne 1982) e conseqüentemente reduzindo a eficiência fotossintética. Além disso, os efeitos de herbicidas isolados, e particularmente os efeitos sinérgicos de herbicidas combinados com sedimentos são conhecidos por causar diminuições consideráveis na eficiência fotossintética de algas coralináceas (Harrington et al. 2005). Sedimentos não foram quantificados no nosso estudo, porém cargas de sedimentos carregadas com águas de escoamento são geralmente maiores em áreas urbanas se comparadas com áreas preservadas (Corbett et al. 1997), e aqui foi visualmente maior nas áreas 1 e 2. Sedimentos isoladamente reduzem a eficiência fotossintética, além disso, algas são mais sensíveis a grãos finos do tamanho de grãos de silte quando comparados com sedimentos grossos (Wilson et al. 2004). Chapman e Fletcher (2002) demonstraram que sedimentos finos também reduzem a sobrevivência de embriões de *Fucus serratus*, presumivelmente pela acumulação de produtos do metabolismo imediatamente em volta dos embriões como conseqüência de difusão restrita. Por outro lado, o crescimento dos embriões aumentou à medida que aumentava o tamanho dos sedimentos.

Em ambientes urbanos, muitos poluentes, como mencionado acima, podem estar combinados quando são descarregados em esgotos e valas pluviais. No entanto, essas descargas não são constantes, mas ocorrem de forma variável ao longo do tempo e de acordo com as condições climáticas, visto que a intensidade e duração das chuvas exercem um papel importante na dinâmica de poluentes descarregados juntamente com águas de escoamento (Göbel et al. 2007). Portanto, as macroalgas que ocorrem nesses ambientes devem lidar com uma variedade de poluentes, que em tempos deve ocorrer isoladamente ou combinados, em níveis elevados. Os efeitos adversos de esgotos sobre a biomassa e composição de espécies em comunidades macroalgais têm sido documentados (Terlizzi et al. 2002; Liu et al. 2007) e a tolerância de *Ulva lactuca* e sensibilidade de espécies de *Sargassum* em áreas impactadas por efluentes industriais e esgotos domésticos tem sido demonstrada usando a biomassa como descritor (Tewari e Joshi 1988). Os resultados obtidos aqui fornecem suporte fisiológico às observações ecológicas em áreas impactadas por efluentes urbanos. Aqui, no experimento de campo, foi demonstrado que a espécie geralmente documentada como resistente *Ulva lactuca*, apresentou uma resposta positiva na área impactada, enquanto *Sargassum stenophyllum* apresentou respostas negativas, com uma significativa redução na eficiência fotossintética.

Em resumo, esse estudo fornece evidência de que o impacto de ambientes urbanos de longo prazo é significativo para a eficiência fotossintética da importante espécie estruturadora *Sargassum stenophyllum*, enquanto é indiferente ou mesmo positivo para a espécie estresse-tolerante, efêmera *Ulva lactuca*. Esse impacto parece ser causado pela acumulação crônica de poluentes que são descarregados freqüentemente mas com intensidades variáveis ao longo do tempo, do que por exposições isoladas, agudas, de curto período. Um cenário de expansão da urbanização seguindo o

mesmo modelo altamente impactante, como o observado em nossa área de estudo, com pouco, ou sem controle da entrada de poluentes no ambiente marinho, irá muito provavelmente causar diminuições na eficiência fotossintética de outras espécies estruturadoras importantes, que por sua vez irá diminuir sua capacidade de sobrevivência, levando a mudanças dramáticas em comunidades ainda bem preservadas, erradicando espécies perenes importantes como as do gênero *Sargassum*, e deixando espaço para espécies estresse-tolerante, efêmeras dominarem. Conseqüentemente, espera-se que perdas de biodiversidade ocorram diante de processos de urbanização não planejados. Nesse sentido, políticas públicas devem considerar cuidadosamente essa questão em um momento em que processos de expansão da urbanização são rápidos e inevitáveis. Aqui o foco foi dado a duas espécies que são bem representativas de seus respectivos grupos ecológicos (para uma revisão ver Steneck e Dethier 1994). Porém, futuros estudos devem avaliar os limites de tolerância de outras espécies estruturadoras e perenes em relação aos impactos da urbanização, de forma a melhorar previsões quantitativas e qualitativas dos impactos potenciais sobre comunidades macroalgais como um todo.

### **Referências bibliográficas**

- Ash, C., Stone, R., 2003. A question of dose. *Science* 300, 925.
- Airoidi, L., Balata, D., Beck, M.W., 2008. The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366, 8-15.
- Bay, S., Jones, B.H., Schiff, K., Washburn, L., 2003. Water quality impacts of stormwater discharges to Santa Monica Bay. *Marine Environmental Research* 56, 205-223.
- Beaumont, N.J., Austen, M.C., Mangi, S.C., Townsend, M., 2008. Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin* 56, 386-396.
- Bouzon, J., Horta, P.A., Salles, J.P., Bouzon, Z., 2008. Aspectos florísticos e fitogeográficos das macroalgas marinhas das baías da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. *Ínsula* 36, 69-84.
- Macinnis-Ng, C.M.O., Ralph, P.J., 2002. Towards a more ecologically relevant assessment of the impact of heavy metals on the photosynthesis of the seagrass, *Zostera capricorni*. *Marine Pollution Bulletin* 45, 100-106.
- Chapman, A.S., Fletcher, R.L., 2002. Differential effects of sediments on survival and growth of *Fucus serratus* embryos (Fucales, Phaeophyceae). *Journal of Phycology* 38, 894-903.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. Natural Environmental Research Council, Plymouth.



- Collén, J., Pinto, E., Pedersen, M., Colepicolo, P., 2003. Induction of Oxidative Stress in the Red Macroalga *Gracilaria tenuistipitata* by Pollutant Metals. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 45, 337-342.
- Connell, S.D., Russell, B.D., Turner, D.J., Shepherd, S.A., Kildea, T., Miller, D., Airoidi, L., Cheshire, A., 2008. Recovering a lost baseline: missing kelp forests from a metropolitan coast. *Marine Ecology Progress Series* 360, 63-72.
- Corbett, C.W., Wahl, M., Porter, D.E., Edwards, D., Moise, C., 1997. Nonpoint source runoff modelling: A comparison of a forested watershed and an urban watershed on the South Carolina coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 213, 133-149.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D.S., Schlacher, T., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., Scapini, F., 2008. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81, 1-12.
- Dillehay, T.D., Ramírez, C., Pino, M., Collins, M. B., Rossen, J., Pino-Navarro, J. D., 2008. Monte Verde: Seaweed, Food, Medicine, and the Peopling of South America. *Science* 320, 784.
- Dummermuth, A.L., Karsten, U., Fisch, K.M., König, G.M., Wiencke, C., 2003. Responses of marine macroalgae to hydrogen-peroxide stress. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 289, 103-121.
- Eklund, B.T., Kautsky, L., 2003. Review on toxicity testing with marine macroalgae and the need for method standardization—exemplified with copper and phenol. *Marine Pollution Bulletin* 46, 171-181.
- Ellis, J. B., Revitt, D. M., Llewellyn, N. 1997. Transport and the environment: effects of organic pollutants on water quality. *Water and Environmental Management* 11, 170-177.
- Eriksson, B.K., Johansson, G., Snoeijs, P., 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar. Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology* 38, 284-296.
- Figueroa, F.L., Salles, S., Aguilera, J., Jiménez, C., Mercado, J., Viñegla, B., Flores-Moya, A., Altamirano, M., 1997. Effects of solar radiation on photoinhibition and pigmentation in the red alga *Porphyra leucosticte*. *Marine Ecology Progress Series* 151, 81-90.
- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W.G., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91, 26-42.
- Gordillo, F.J.L., Dring, M.J., Savidge, G., 2002. Nitrate and phosphate uptake characteristics of three species of brown algae cultured at low salinity. *Marine Ecology Progress Series* 234, 111-118.
- Grasshoff, K., Ehrhardt, M., Kremling, K., 1983. *Methods of seawater analysis*. 2ed. Weinheim: Verlag Chemie. 419p.

- Haddad, N.M., Crutsinger, G.M., Gross, K., Haarstad, J., Knops, J.M.H., Tilman, D., 2009. Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure. *Ecology Letters* 12, 1029-1039.
- Häder, D.-P., Porst, M., Lebert, M., 2001. Photoinhibition in common atlantic macroalgae measured on site in Gran Canaria. *Helgoland Marine Research* 55, 67-76.
- Haiyan, W., Stuanes, A.O. 2003. Heavy metal pollution in air-water-soil-plant system of Zhuzhou City, Hunan Province, China. *Water, Air, and Soil Pollution* 147, 79-107.
- Harrington, L., Fabricius, K., Eaglesham, G., Negri, A., 2005. Synergistic effects of diuron and sedimentation on photosynthesis and survival of crustose coralline algae. *Marine Pollution Bulletin* 51, 415-427.
- Hayden, H. S., Blomster, J., Maggs, C. A., Silva, P. C., Stanhope, M. J., Waaland, J. R., 2003. Linneaus was right all along: *Ulva* and *Enteromorpha* are not distinct genera. *European Journal of Phycology* 38, 277-294.
- Holt, R.D., 2008. Theoretical perspectives on resource pulses. *Ecology* 89, 671-681.
- Horta, P.A., Salles, J.P., Bouzon, J.L., Scherner, F., Cabral, D.Q., Bouzon, Z.L. 2008. Composição e estrutura do fitobentos do infralitoral da reserva biológica marinha do arvoredo, santa catarina, brasil – implicações para a conservação. *Oecologia Brasiliensis* 12, 63-79.
- Jacobucci, G.B., Tanaka, M.O., Leite, F.P.P., 2009. Factors influencing temporal variation of a *Sargassum filipendula* (Phaeophyta: Fucales) bed in a subtropical shore. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 315-321.
- Jones, R.J., Kildea, T., Hoegh-guldberg, O., 1999. PAM Chlorophyll Fluorometry: a New in situ Technique for Stress Assessment in Scleractinian Corals, used to Examine the Effects of Cyanide from Cyanide Fishing. *Marine Pollution Bulletin* 38, 864-874.
- Kamalakkannan, R., Zettel, V., Goubatchev, A., Stead-Dexter, K., Ward, N.I., 2004. Chemical (polycyclic aromatic hydrocarbon and heavy metal) levels in contaminated stormwater and sediments from a motorway dry detention pond drainage system. *Journal of Environmental Monitoring* 6, 175-181.
- Kautsky, L., 1982. Primary production and uptake kinetics of ammonium and phosphate by *Enteromorpha compressa* in an ammonium sulfate industry outlet area. *Aquatic Botany* 12, 23-40.
- Küster, A., Altenburger, R., 2007. Development and validation of a new fluorescence-based bioassay for aquatic macrophyte species. *Chemosphere* 67, 194–201.
- Lavergne, J., 1982. Mode of action of 3-(3,4-dichlorophenyl)-1,1- dimethylurea. Evidence that the inhibitor competes with plastoquinone for binding to a common site on the acceptor side of photosystem. *Biochimica et Biophysica Acta* 682, 345-353.

- Lee, W-Y., Wang, W-X., 2001. Metal accumulation in the green macroalga *Ulva fasciata*: effects of nitrate, ammonium and phosphate. *The Science of the Total Environment* 278, 11-22.
- Liu, D., Bai, J., Song, S., Zhang, J., Sun, P., Li, Y., Han, G., 2007. The Impact of Sewage Discharge on the Macroalgae Community in the Yellow Sea Coastal Area around Qingdao, China. *Water Air and Soil Pollution: Focus* 7, 683-692.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C. 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312, 1806.
- Loureiro, R. R., Reis, R. P. 2008. Efeito da salinidade na taxa fotossintética de algumas algas na Lagoa Rodrigo de Freitas. *Rodriguésia* 59, 291-296.
- Marsalek, J., Brownlee, B., Mayer, T., Lawal, S., Larkin, G.A., 1997. Heavy metals and PAHs in stormwater runoff from the Skyway Bridge in Burlington, Ontario. *Water Quality Research Journal of Canada* 32, 815-827.
- Martins, I, Oliveira, J.M., Flindt, M.R., Marques, J.C., 1999. The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica* 20, 259-265.
- Maxwell, K., Johnson, G.N., 2000. Chlorophyll fluorescence – a practical guide. *Journal of Experimental Botany* 51, 659-668.
- McLachlan, J., 1977. Effects of nutrients on growth and development of embryos of *Fucus edentatus* Pyl. (Phaeophyceae, Fucales). *Phycologia* 16, 329-338
- McClelland, J.W., Valiela, I. 1998. Changes in food web structure under the influence of increased anthropogenic nitrogen inputs to estuaries. *Marine Ecology Progress Series* 168, 259-271.
- Melo, E., Martins, R.P., Franco, D., 1997. Standing wave tide at Florianópolis Bay (Brazil) and its influence on Bay pollution. In: *Proceedings of Bordomer 97: Coastal Environment Management and Conservation, IFREMER*, 2, 143-151.
- Ogawa, H., 1984. Effects of treated municipal wastewater on the early development of sargassaceous plants. *Hydrobiologia* 116/117, 389-392.
- Okamoto, O.K., Pinto, E., Latorre, L.R., Bechara, E.J.H., Colepicolo, P., 2001. Antioxidant Modulation in Response to Metal-Induced Oxidative Stress in Algal Chloroplasts. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 40, 18–24.
- Oliveira, E.C., Berchez, F.A.S., 1978. Marine benthic algae of Santos Bay – Changes in the flora between 1957 – 1978. *Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo* 6, 49-59.
- Pagliosa, P.R., Barbosa, F.A.R., 2006. Assessing the environment–benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. *Biological Conservation* 129, 408-417.

- Pagliosa, P.R., Fonseca, A., Barbosa, F.A., 2004. Evidence of Systemic Changes in Trace Metal Concentrations in Subtropical Estuarine Sediments as a Result of Urbanization. *Journal of Coastal Research* 39, 1078-1083.
- Pagliosa, P.R., Fonseca, A., Barbosa, F.A.R., Braga, E., 2006. Urbanization Impact on Subtropical Estuaries: a Comparative Study of Water Properties in Urban Areas and in Protected Areas. *Journal of Coastal Research* 39, 731-735.
- Pagliosa, P.R., Fonseca, A., Bosquilha, G.E., Braga, E.S., Barbosa, F.A.R., 2005. Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 50, 965-974.
- Peckol, P., Rivers, J.S., 1995. Physiological responses of the opportunistic macroalgae *Cladophora vagabunda* (L.) van den Hoek and *Gracilaria tikvahiae* (McLachlan) to environmental disturbances associated with eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 190, 1-16.
- Platt, T., Gallegos, C.L., Harrison, W.G., 1980. Photoinhibition of photosynthesis in natural assemblages of marine phytoplankton. *Journal of Marine Research* 38, 687-701.
- Ramus, J., Venable, M., 1987. Temporal ammonium patchiness and growth rate in *Codium* and *Ulva* (Ulvophyceae). *Journal of Phycology* 23, 518-523.
- Reynaud, S., Deschaux, P., 2006. The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on the immune system of fish: A review. *Aquatic Toxicology* 77, 229-238.
- Rico, A., Lanas, P., López-Gappa, J., 2005. Colonization potential of the genus *Ulva* (Chlorophyta, Ulvales) in Comodoro Rivadavia Herbor (Chubut, Argentina). *Ciencias Marinas* 31, 719-735.
- Russell, B., Thompson, J-A.I., Falkenberg, L.J., Connell, S.D., 2009. Synergistic effects of climate change and local stressors: CO<sub>2</sub> and nutrient-driven change in subtidal rocky habitats. *Global Change Biology* 15, 2153-2162.
- Sansalone, J.J., Buchberger, S.G. 1997. Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. *Journal of Environmental Engineering* 123, 134-143.
- Schaffelke, B., Klumppl, D.W., 1998. Short-term nutrient pulses enhance growth and photosynthesis of the coral reef macroalga *Sargassum baccularia*. *Marine Ecology Progress Series* 170, 95-105.
- Schaffelke, B., 1999. Particulate organic matter as an alternative nutrient source for tropical *Sargassum* species (fucales, phaeophyceae). *Journal of Phycology* 35, 1150-1157.
- Schreiber, U., Bigler, W., Neubauer, C., 1994. Chlorophyll fluorescence as a nonintrusive indicator for rapid assessment of in vivo photosynthesis. In: Schulze, E.-D., Caldwell, M.M. (Eds.), *Ecophysiology of Photosynthesis*, vol. 100. Springer, Berlin and Heidelberg, New York, pp. 49-70.

- Steneck, R. S. and Dethier, M. N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69, 476-498.
- Terawaki, T., Yoshikawa, K., Yoshida, G., Uchimura, M., Iseki, K., 2003. Ecology and restoration techniques for Sargassum beds in the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin* 47, 198-201.
- Terlizzi, A., Fraschetti, S., Guidetti, P., Boero, F., 2002. The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 44, 544-550.
- Tewari, A., Joshi, H.V., 1988. Effect of Domestic Sewage and Industrial Effluents on Biomass and Species Diversity of Seaweeds. *Botanica Marina* 31, 389-397.
- Theil, M., Westphalen, G., Collings, G., Cheshire, A., 2007. *Caulerpa taxifolia* responses to hyposalinity stress. *Aquatic Botany* 87, 221-228.
- Torres, M.A., Barros, M.P., Campos, S.C.G., Pinto, E., Rajamani, S., Sayre, R.T., Colepicolo, P. 2008. Biochemical biomarkers in algae and marine pollution: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 71, 1-15.
- Tucci, C.E.M., Hespanhol, I., Netto, O. de M.C. 2001. *Gestão da Água no Brasil*. Brasília: UNESCO, 156p.
- Underwood, A.J., 1997. *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variances*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Underwood, A.J., Chapman, M.G., 2003. Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 296, 49-70.
- Underwood, A.J., Peterson, C.H., 1988. Towards an ecological framework for investigating pollution. *Marine Ecology Progress Series* 46, 227-234.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 494.
- Waite, T.D., Mitchell, R., 1972. The effect of nutrient fertilization on the benthic alga *Ulva lactuca*. *Botanica Marina* 15, 151-156.
- Wang, X.-C., Zhao, H.-M., 2007. Uptake and Biodegradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Marine Seaweed. *Journal of Coastal Research* 50, 1056-1061.
- White, A.J., Critchley, C., 1999. Rapid light curves: A new fluorescence method to assess the state of the photosynthetic apparatus. *Photosynthesis Research* 59, 63-72.
- Wilkinson, M., 1981. Survival strategies of attached algae in estuaries. In: Jones, N.V., Wolff, W.J. (Eds.), *Feeding and Survival Strategies of Estuarine Organisms*. Plenum Publishing Company, New York.

- Wilkinson, M., Wood, P., Wells, E., Scanlan, C., 2007. Using attached macroalgae to assess ecological status of British estuaries for the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55, 136-150.
- Wilson, K.A., Able, K.W., Heck, K.L., 1990. Predation Rates on Juvenile Blue Crabs in Estuarine Nursery Habitats: Evidence for the Importance of Macroalgae (*Ulva lactuca*). *Marine Ecology Progress Series* 58, 243-251.
- Wilson, S., Blake, C., Berges, J.A., Maggs, C.A., 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. *Biological Conservation* 120, 279-289.
- Yokoya, N.S., Necchi, O., Martins, A.P., Gonzalez, S.F., Plastino, E.M., 2007. Growth responses and photosynthetic characteristics of wild and phycoerythrin-deficient strains of *Hypnea musciformis* (Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology* 19, 197-205.
- Zemke-White, W.L., Ohno, M., 1999. World seaweed utilisation: An end-of-century summary. *Journal of Applied Phycology* 11, 369-376.