

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JULIANA LOPES VENDRAMI

ESTUDO DE CASO: CONDIÇÃO DOS MANGUEZAIS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA
DIRETA DO PORTO DE PARANAGUÁ

PARANAGUÁ

2023

JULIANA LOPES VENDRAMI

ESTUDO DE CASO: CONDIÇÃO DOS MANGUEZAIS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA
DIRETA DO PORTO DE PARANAGUÁ

Artigo apresentado à disciplina Trabalho Final do
Curso como requisito parcial à conclusão do
Curso de MBA em Gestão Ambiental, Setor de
Ciências Agrárias, Universidade Federal do
Paraná

Orientadora: Profa. Dra. Cassiana Baptista Metri

PARANAGUÁ

2023

Estudo de caso: condição dos manguezais na área de influência direta do Porto de Paranaguá

Juliana Lopes Vendrami

RESUMO

Os manguezais representam ecossistemas costeiros sujeitos ao regime de marés, sendo considerados áreas de proteção permanente pela legislação brasileira dada aos diversos serviços ecossistêmicos que prestam. No entanto, são áreas com intensa e frequente interferência humana, resultando na sua degradação e comprometimento dos serviços ecossistêmicos. Assim, avaliar a condição fitossociológica dessas áreas é um instrumento importante para o planejamento costeiro. Esse trabalho buscou avaliar as condições dos manguezais em três localidades próximas ao Porto de Paranaguá, no Paraná (Amparo, Oceania e Rocio), de forma a verificar se a proximidade com a área urbana e o porto afetam os parâmetros dos manguezais. Amparo é a localidade mais afastada do porto, enquanto Rocio e Oceania estão adjacentes ao porto e à área urbana do município de Paranaguá. Foram medidos o diâmetro na altura do peito dos indivíduos arbóreos em parcelas instaladas nessas localidades de 2016 a 2020, além da condição dos indivíduos (vivo ou morto). Com base nessa informação foi calculada a densidade, dominância e taxa de crescimento relativo, sendo verificada as diferenças entre essas variáveis e as variáveis de espécie, localidade e condição. Não foram observadas diferenças entre as variáveis densidade e dominância e espécie e localidade, somente entre a condição de vida, sendo maiores nos indivíduos vivos. Foram observadas diferenças entre as taxas de crescimento ao longo do tempo e entre espécies e localidades, indicando que pode haver uma complexidade de fatores que podem estar atuando nesses bosques.

Palavras-chave: monitoramento; estrutura da vegetação; porto; *Rhizophora*; *Avicennia*; *Laguncularia*; planejamento costeiro

1 INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas costeiros de clima tropical e subtropical, localizados em áreas abrigadas, como estuários, baías e enseadas, sendo sujeitos ao regime de marés (SCHAEFFER-NOVELLI; ABUCHAHLA; COELHO-JR, 2021). Os manguezais são caracterizados por um baixo número de espécies quando comparado com outras florestas

tropicais (PRIMAVERA *et al.*, 2019), sendo as espécies vegetais adaptadas as variações de salinidade diárias e a um substrato lodoso com baixa concentração de oxigênio (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

No Brasil, os manguezais distribuem-se desde o estado do Amapá até o município de Laguna em Santa Catarina, sendo que do Amapá até o Maranhão encontra-se a maior extensão contínua de manguezais do planeta (SHEPPARD, 2019, SCHAEFFER-NOVELLI, 2021). Das aproximadamente 70 espécies de mangues e associadas, seis ocorrem no Brasil: *Rhizophora mangle*, *R. harrisonii*, *R. racemosa*, *Avicennia schaueriana*, *A. germinans* e *Laguncularia racemosa* (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2021). As espécies *R. mangle*, *A. schaueriana* e *L. racemosa* distribuem-se por toda a costa brasileira, enquanto as demais espécies têm distribuição nas regiões norte, nordeste e sudeste (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2021). Esse ecossistema apresenta um *continuum* de feições, desde o lavado, passando pelo bosque de mangue até o apicum, sendo que a formação dessas feições vai depender das forças atuantes no ambiente ao longo do espaço e do tempo (*i.e.*, forçantes atmosféricas, hidrológicas, geológicas e oceanográficas) (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2021).

Segundo o Código Florestal Brasileiro, Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), os manguezais são áreas de preservação permanente (APP), dada a sua importância na provisão de diversos serviços ecossistêmicos, servindo como berçário, habitat de alimentação e de abrigo para diversas espécies (como artrópodes, aves, répteis, mamíferos entre outros) (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2000), inclusive para espécies de interesse econômico. Além disso, os manguezais atuam amortecendo os impactos das marés e das correntes por meio dos sistemas de raízes áreas das espécies arbóreas (DAHDOUH-GUEBAS *et al.*, 2005). Também possuem um papel importante na fixação e armazenamento de dióxido de carbono (CO₂), um dos principais gases de efeito estufa (Rovai *et al.*, 2022), sendo estimada uma taxa de fixação quatro vezes maior dos manguezais e ecossistemas costeiros quando comparado com florestas tropicais em clímax (MURDIYARSO *et al.*, 2015).

Apesar da importância dos manguezais, tanto econômica quanto ecologicamente, esse ecossistema tem sofrido intensa degradação e perda de habitat globalmente (FAO, 2007), resultante das atividades humanas, como a conversão do uso do solo para agricultura/aquicultura, erosão da linha de costa, urbanização e industrialização (THOMAS *et al.*, 2017), muitas vezes de forma desordenada. Nesse sentido, regiões costeiras que possuem instalações portuárias podem ter tais impactos ampliados, uma vez que para a instalação física dos portos pode ser necessário o desmatamento do manguezal da região, e os portos funcionam como atrativos populacionais, que pode implicar em uma maior pressão aos ecossistemas costeiros,

em especial os manguezais, através de exploração direta ou contaminação devido à falta de saneamento básico.

Segundo Primavera *et al.* (2019, p. 12), dos 11,1% de área coberta por manguezais na América do Sul, foram perdidas 0,05% entre 2000 e 2012. Entretanto, Diniz *et al.* (2019, p. 10-12) observaram variação nas áreas ocupadas por manguezais no Brasil entre 1985 e 2018, com uma tendência de incremento de aproximadamente 2% na área total nesse período. Porém, assim como salienta os autores, é importante levar essa tendência com cautela, pois pode estar relacionado ao número reduzido de imagens de satélite disponíveis nas décadas de 1980 quando comparado com os anos 2000.

No estado do Paraná, a área ocupada por manguezais corresponde a 1,95% do total de área de manguezais no Brasil (DINIZ *et al.*, 2019), sendo que 70% dessa área apresentou estabilidade nos últimos 20 anos (DINIZ *et al.*, 2019). Os manguezais do Paraná são compostos pelas espécies *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*, além de apresentarem a feição marismas na borda externa de vários desses bosques, caracterizada pela presença da gramínea *Spartina* (CASTELA, 2006). Esse ecossistema encontra-se distribuído principalmente no Complexo Estuarino de Paranaguá e na Baía de Guaratuba, estando adjacente a grandes polos urbanos e portuários (LANA, 1998), estando sob ameaça antrópica intensa, como a ocupação urbana e exploração exacerbada dos recursos (FONSECA *et al.*, 2022).

Dessa forma, o estudo da condição da vegetação em manguezais localizados próximos às áreas portuárias e urbanas ao longo do tempo é fundamental para avaliar o grau de resiliência desse ecossistema frente aos impactos antrópicos e possibilitar uma melhor gestão costeira. Assim, o presente estudo tem como objetivo avaliar a composição, estrutura e o estado de conservação de manguezais nas áreas de influência do porto de Paranaguá, localizado no Complexo Estuarino de Paranaguá (Paraná).

2 METODOLOGIA

O estudo foi desenvolvido no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), Paraná, na sua porção intermediária, onde se localiza o município de Paranaguá (FIGURA 1). Esse estuário compreende uma área de aproximadamente 600 km² e possui o clima subtropical úmido. Além disso, possui hidrodinâmica determinada pelo fluxo dos rios e da maré (NOEMBERG *et al.*, 2007).

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.



FONTE figura à direita: APPA, 2021.

2.1 Coleta de dados

Foram obtidos dados secundários do monitoramento periódico realizado pela Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA), localizado no município de Paranaguá (Estado do Paraná). Tais monitoramentos são vinculados ao licenciamento ambiental federal da APPA (Licenças de Operação IBAMA n^{os} 1173/2013 e 1364/2017).

No município de Paranaguá, foram monitoradas três áreas de manguezais denominadas Rocio, Oceania e Amparo, sendo os dois primeiros adjacentes ao Porto de Paranaguá (FIGURA 2). Já o manguezal de Amparo localiza-se mais afastado do Porto de Paranaguá, podendo ser considerado como uma área controle. Em cada área, estão instaladas parcelas permanentes que variam de tamanho, de forma a compreender entre 20-30 indivíduos arbóreos adultos (SCHAEFFER-NOVELLI E CINTRÓN, 1986) (TABELA 1).

Em cada parcela permanente, os indivíduos arbóreos adultos com diâmetro na altura do peito (DAP) de 2 cm foram identificados ao nível de espécie e foi colocada uma placa com uma numeração. Para cada indivíduo, foram coletadas as variáveis de circunferência na altura do peito (CAP) e condição do indivíduo (vivo ou morto).

Os dados compreendem o monitoramento de 2016 a 2020, com periodicidade trimestral, sendo a primeira campanha realizada em junho de 2016; totalizando 20 campanhas (TABELA 2).

FIGURA 2 – ÁREAS DE MANGUEZAIS MONITORADAS PELA APPA NOS MUNICÍPIOS DE PARANAGUÁ, ESTADO DO PARANÁ.



FONTE: APPA, 2021.

TABELA 1 – LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS PERMANENTES MONITORADAS E AS RESPECTIVAS ÁREAS.

LOCAL	PARCELA	ÁREA (M ²)	COORDENADAS PLANAS UTM (ZONA 22J)	
ROCIO	M01	100	7176823	748473
	M02	100	7176788	748389
	M03	25	7176919	748098
	M04	100	7176815	748407
	M05	25	7176917	748088
OCEANIA	M06	25	7176516	751792

LOCAL	PARCELA	ÁREA (M²)	COORDENADAS PLANAS UTM (ZONA 22J)	
AMPARO	M07	100	7176312	751806
	M17	50	7176409	751792
	M08	30	7182645	750140
	M09	25	7182659	750062
	M10	50	7183081	749801
	M11	25	7182048	751147
	M12	50	7181989	751228
	M13	40	7182803	748772
	M14	100	7182841	748672
	M15	100	7183445	749309
	M16	100	7183440	749247

FONTE: APPA, 2021.

TABELA 2 – DATAS DAS CAMPANHAS DE MONITORAMENTO FITOSSOCIOLÓGICO DOS MANGUEZAIS.

CAMPANHA	DATAS DE MONITORAMENTO
1	20 a 22 de junho de 2016
2	26 a 28 de setembro de 2016
3	12 a 14 de dezembro de 2016
4	21 e 22 de março de 2017
5	27 e 28 de junho de 2017
6	20, 21 e 26 de setembro de 2017
7	05 e 06 de dezembro de 2017
8	26 a 28 de março de 2018
9	18 a 20 de junho de 2018
10	19 a 21 de setembro de 2018
11	03 a 05 de dezembro de 2018
12	11 a 13 de março de 2019
13	03 a 05 de junho de 2019
14	04 a 06 de setembro de 2019
15	02 a 04 de dezembro de 2019
16	02 a 04 de março de 2020
17	24 e 25 de junho de 2020
18	23 a 25 de setembro de 2020
19	01 a 03 de dezembro de 2020

FONTE: APPA, 2021.

2.2 Análise dos dados

Os dados de circunferência foram convertidos em diâmetro ($DAP = CAP / \pi$) e com base nesses dados, foram calculados para cada espécie arbórea: frequência absoluta e relativa, densidade absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa, conforme as fórmulas abaixo.

- Frequência absoluta

$$FreqAbs_i = \frac{P_i}{P} \times 100$$

Onde:

P_i = número de parcelas com ocorrência de uma espécie i ;

P = número total de parcelas;

- Densidade absoluta

$$DensAbs_i = \frac{n_i}{\text{área}_i}$$

Onde:

n_i = número de indivíduos de uma espécie i ;

Área = área em que ocorre uma espécie i em ha;

- Dominância absoluta (foi utilizada um raio médio dos indivíduos amostrados ao longo dos anos)

$$DomAbs_i = \frac{\pi r_i^2}{\text{área}_i}$$

Onde:

r = raio do fuste de uma espécie i ;

Área = área em que ocorre uma espécie i em ha;

Além disso, foi calculada a taxa de crescimento relativa dos indivíduos arbóreos vivos de cada parcela ao longo do tempo através da fórmula:

$$TCR = \frac{\text{Diâmetro médio anual}_i - \text{Diâmetro médio anual}_j}{\text{Diâmetro médio anual}_j} \times 100$$

Onde:

i = ano anterior;

j = ano imediatamente posterior.

Foram construídos boxplots com os dados de DAP por espécie em cada localidade e para cada condição (vivo e morto). Também foram elaborados gráficos de linha com os dados do número de indivíduos ao longo do tempo para cada espécie arbórea. Adicionalmente, foram construídos gráficos de linha das taxas média de crescimento relativo ao longo do tempo para cada localidade e para cada espécie.

Para as análises estatísticas, avaliou-se a normalidade das variáveis respostas (densidade absoluta, dominância absoluta e taxa de crescimento relativa) através do teste de Shapiro Wilk. Como os dados não apresentaram normalidade, para avaliar as diferenças entre as variáveis respostas e as variáveis preditoras (localidades, espécies e ano), foram utilizados testes de Kruskal-Wallis. Foram aplicadas as análises *a posteriori* através do Teste de Dunn com correção de Bonferroni nos casos de diferenças significativas entre as variáveis. Para a relação entre as variáveis respostas e a condição dos indivíduos (vivo ou morto) foi utilizado o teste de Wilcoxon. Nos casos com diferenças significativas, foi realizada a diferença das médias das variáveis resposta entre as condições dos indivíduos. Utilizou-se α de 5%. As análises foram realizadas no *software* R versão 4.2.2 (R CORE TEAM, 2022), utilizando os pacotes “dplyr” (WICKHAM *et al.*, 2022) e “FSA” (OGLE *et al.*, 2022).

3 RESULTADOS

Foram monitorados, no total, 470 indivíduos em Paranaguá, sendo que houve uma grande variação no número de indivíduos em cada parcela, possivelmente devido aos tamanhos distintos das parcelas em cada área (TABELA 3). Foram encontradas três espécies de mangue nos municípios de Paranaguá e Antonina: *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*, conforme esperado, porém as três espécies diferiram em abundâncias entre as parcelas amostradas (TABELA 3).

TABELA 3 - NÚMERO DE INDIVÍDUOS (VIVOS E MORTOS) POR ESPÉCIE ARBÓREA E POR PARCELA AMOSTRADA NO MUNICÍPIO DE PARANAGUÁ DE 2016 A 2020. INDET = INDIVÍDUO SEM IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIE.

LOCAL	PARCELA	ÁREA (M ²)	<i>Avicennia schaueriana</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>	INDET	TOTAL
ROCIO	M01	100	8	8	1	7	24
	M02	100	49	6	8	14	77
	M03	25	3	15	2	5	25
	M04	100	19	0	7	3	29
	M05	25	0	23	0	4	27
OCEANIA	M06	25	5	4	0	15	24
	M07	100	8	8	9	6	31
	M17	50	3	15	2	1	21
AMPARO	M08	30	1	17	2	0	20
	M09	25	7	15	2	2	26
	M10	50	0	21	0	0	21
	M11	25	0	7	12	1	20

LOCAL	PARCELA	ÁREA (M ²)	<i>Avicennia schaueriana</i>	<i>Laguncularia racemosa</i>	<i>Rhizophora mangle</i>	INDET	TOTAL
	M12	50	15	0	3	0	18
	M13	40	1	6	15	0	22
	M14	100	2	3	9	5	19
	M15	100	1	40	0	1	42
	M16	100	8	3	12	1	24
TOTAL			130	191	84	65	470

A TABELA 4 apresenta os valores médios e os respectivos desvio-padrão do diâmetro na altura do peito (DAP) dos indivíduos das espécies arbóreas de mangue. Observa-se que todos os indivíduos vivos foram identificados até o menor nível taxonômico. Os indivíduos mortos tenderam a apresentar um maior valor médio de DAP em Amparo e Rocio, ao contrário da Oceania. A espécie com maior DAP médio foi *R. mangle* em Amparo, já no Rocio e Oceania foi *A. schaueriana*, quando considerado apenas os indivíduos vivos.

TABELA 4 - DIÂMETRO NA ALTURA DO PEITO MÉDIA (CM) E O DESVIO PADRÃO (CM) DOS INDIVÍDUOS VIVOS E MORTOS DAS TRÊS ESPÉCIES ARBÓREAS DE MANGUE EM CADA LOCALIDADE. AS: *Avicennia schaueriana*, LR: *Laguncularia racemosa*, RM: *Rhizophora mangle*, INDET = INDETERMINADA.

	AMPARO		ROCIO		OCEANIA	
	Vivo	Morto	Vivo	Morto	Vivo	Morto
AS	5,43±4,25	9,04±5,89	6,71±5,99	11,15±7,70	6,32±6,36	4,66±1,40
LR	5,66±2,95	5,24±1,41	7,31±3,94	10,59±5,21	4,56±2,86	4,21±1,0
RM	9,11±4,87	10,86±4,25	3,53±1,62	3,82±0,87	5,04±2,59	4,44±0,74
INDET	-	10,74±7,48	-	11,76±8,03	-	6,86±6,79
TOTAL	6,40±4,03	9,00±6,22	6,64±5,22	11,21±7,33	5,22±4,32	6,27±6,02

A localidade de Amparo apresentou valores maiores de DAP de indivíduos arbóreos vivos para as três espécies em comparação com as demais localidades (GRÁFICO 1), sendo *R. mangle* a espécie com os maiores DAPs em Amparo e Oceania. Já no Rocio, a espécie *L. racemosa* apresentou os maiores valores de DAP. Os indivíduos mortos apresentaram maiores valores de DAP nas localidades de Amparo e Rocio (GRÁFICO 2). Os indivíduos mortos apresentarem maiores DAPs em relação aos indivíduos vivos já é esperado, na qual os indivíduos de maior porte representam indivíduos senescentes, que com o tempo irão tombar. Já na Oceania isso não foi observado, o que pode indicar que outros fatores podem estar influenciando na mortalidade do mangue.

MADI *et al.* (2016, p. 166) reportaram valores superiores de DAP para as espécies de *A. schaueriana* e *L. racemosa* em estudo realizado em bosques de manguezais nos municípios de Antonina e Guaratuba, no Paraná, sendo que *A. schaueriana* foi a espécie que apresentou os menores valores nessa comparação, mesmo na localidade de Amparo. O município de Antonina integra o CEP, na qual os manguezais do presente estudo fazem parte também, sendo que Antonina está localizada mais adentro da baía, enquanto Paranaguá está na região intermediária do CEP, e Guaratuba integra uma baía de mesmo nome separada do CEP. Apesar das proximidades das áreas, elas podem apresentar forçantes distintas que se refletem na estrutura do ecossistema (LUGO; BRINSON; BROWN, 1990), como por exemplo, a salinidade. Antonina, por estar localizada mais adentro no estuário, apresenta uma menor salinidade, enquanto Guaratuba maiores valores (MADI *et al.*, 2016). Ainda, os menores valores de DAP podem ser o reflexo de impactos antrópicos, mesmo em áreas mais afastadas da área urbana de Paranaguá.

GRÁFICO 1 – DIÂMETRO NA ALTURA DO PEITO (DAP) DOS INDIVÍDUOS ARBÓREOS VIVOS DE MANGUES POR LOCALIDADE E POR ESPÉCIE. CÍRCULOS ABERTOS REPRESENTAM VALORES OUTLIERS. OS VALORES DE DAP PARA CADA INDIVÍDUO FOI CALCULADO PELA MÉDIA DE TODAS AS CAMPANHAS. AS: *Avicennia schaueriana*, LR: *Laguncularia racemosa* E RM: *Rhizophora mangle*.

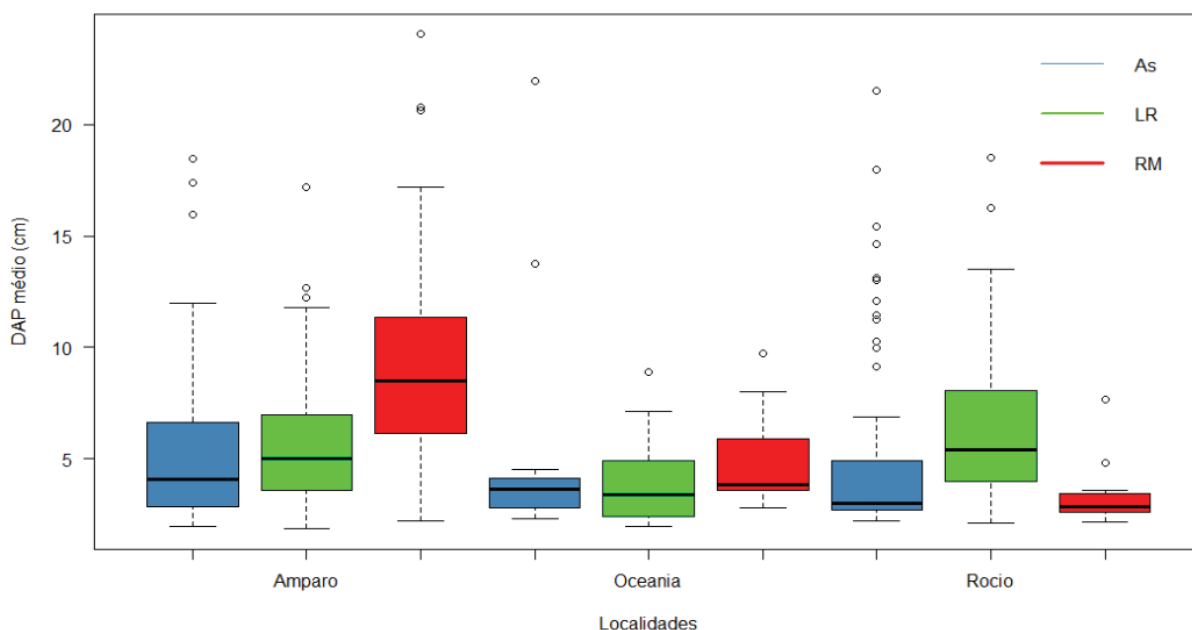
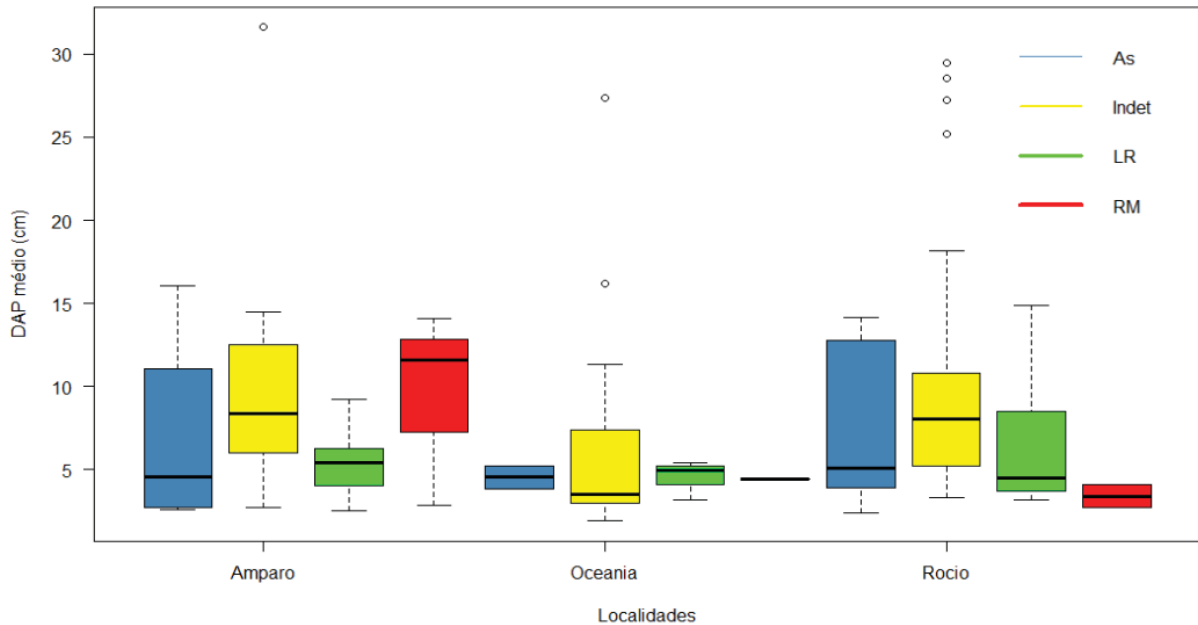


GRÁFICO 2- DIÂMETRO NA ALTURA DO PEITO (DAP) DOS INDIVÍDUOS ARBÓREOS MORTOS DE MANGUES POR LOCALIDADE E POR ESPÉCIE. CÍRCULOS ABERTOS REPRESENTAM VALORES OUTLIERS. OS VALORES DE DAP PARA CADA INDIVÍDUO FOI CALCULADO PELA MÉDIA DE TODAS AS CAMPANHAS. AS: *Avicennia schaueriana*, LR: *Laguncularia racemosa*, RM: *Rhizophora mangle* E INDET = INDETERMINADA.



A. schaueriana e *R. mangle* apresentaram as maiores frequências na localidade da Oceania, *L. racemosa* teve a maior frequência em Amparo, e no Rocio, as espécies tiveram frequências similares (TABELA 5). *L. racemosa* e *R. mangle* apresentaram a maior densidade em Amparo, sendo esta última com a maior dominância. Na Oceania, *L. racemosa* apresentou a maior densidade, porém *A. schaueriana* que teve a maior dominância. Já no Rocio, as espécies *A. schaueriana* e *L. racemosa* apresentaram as maiores densidades e dominâncias.

Ocorreram indivíduos mortos em todas as parcelas amostradas. A localidade de Oceania apresentou a maior porcentagem de indivíduos mortos (40,66%), enquanto Amparo apresentou a menor (18,54%), e Rocio o valor intermediário de 31,65%. Os indivíduos mortos apresentaram as menores densidade em todas as localidades quando comparados com os indivíduos vivos. Entretanto, nas localidades da Oceania e do Rocio, os indivíduos mortos apresentaram a maior dominância.

TABELA 5 – FREQUÊNCIA ABSOLUTA, DENSIDADE ABSOLUTA, DOMINÂNCIA ABSOLUTA DAS ESPÉCIES ARBÓREAS AMOSTRADAS NOS MANGUEZAIS POR LOCALIDADE. *AS*: *A. schaueriana*, *LR*: *L. racemosa* E *RM*: *R. mangle*.

ESPÉCIES	AMPARO	OCEANIA	ROCIO
	FREQUÊNCIA ABSOLUTA (%)		
<i>AS</i>	77,78	100	80
<i>LR</i>	88,89	100	80
<i>RM</i>	77,78	66,67	80
MORTOS EM PÉ	100	100	100
	DENSIDADE ABSOLUTA (ind x ha⁻¹)		
<i>AS</i>	787	914	2431
<i>LR</i>	2383	1543	2080
<i>RM</i>	1486	733	554
MORTOS EM PÉ	281	548	552
	DOMINÂNCIA ABSOLUTA (cm² x ha⁻¹)		
<i>AS</i>	30.363,26	37.288,13	74.663,75
<i>LR</i>	73.747,23	22.174,51	94.796,20
<i>RM</i>	122.854,93	17.253,74	5.161,14
MORTOS EM PÉ	69.827,80	75.757,96	151.252,33

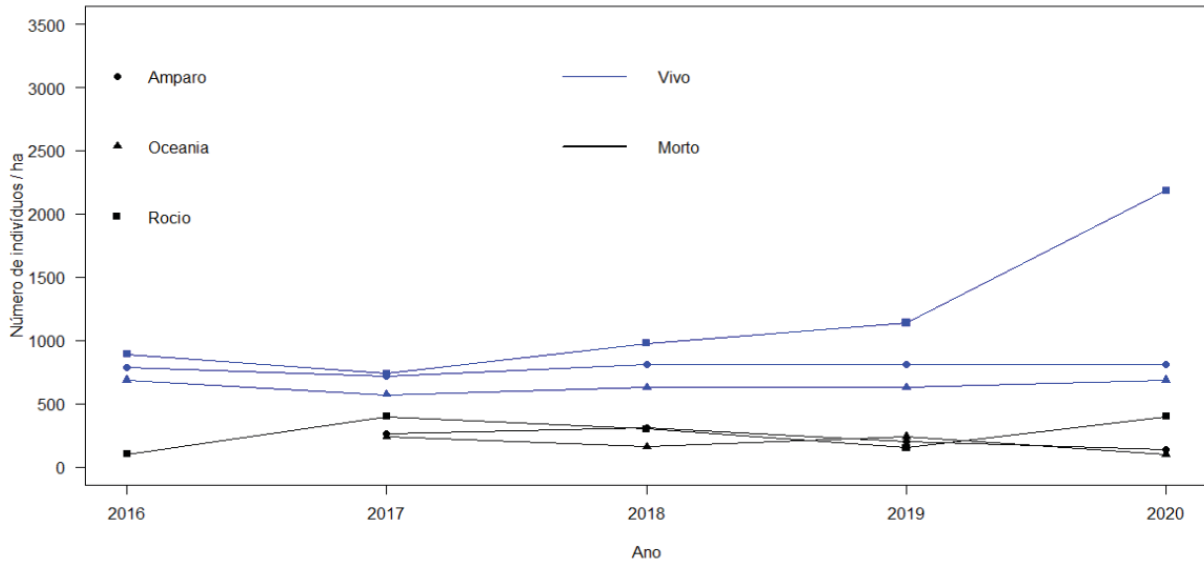
O fato de Oceania e Rocio, localizados adjacentes ao Porto de Paranaguá, apresentarem alta densidade de indivíduos e DAPs baixos sugere que se trata de bosques não maduros (ALONGI, 2002). Ainda, a proporção de mais de 30% de indivíduos mortos nesses bosques indica que se trata de bosques alterados (CINTRÓN-MOLERO; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992). Já as parcelas em Amparo, dada a sua menor acessibilidade apresentou indivíduos com DAPs maiores, indicando que o acesso às pessoas pode ser o fator determinando do grau de maturidade dessas florestas. Apesar da proximidade dos bosques do Rocio ao Porto de Paranaguá e ser de fácil acesso aos transeuntes, foram observados

indivíduos com DAPs elevados e de forma inversa, algumas parcelas de Amparo apresentaram indivíduos com DAPs baixos, indicando que mesmo na área afastada pode estar ocorrendo algum tipo de pressão.

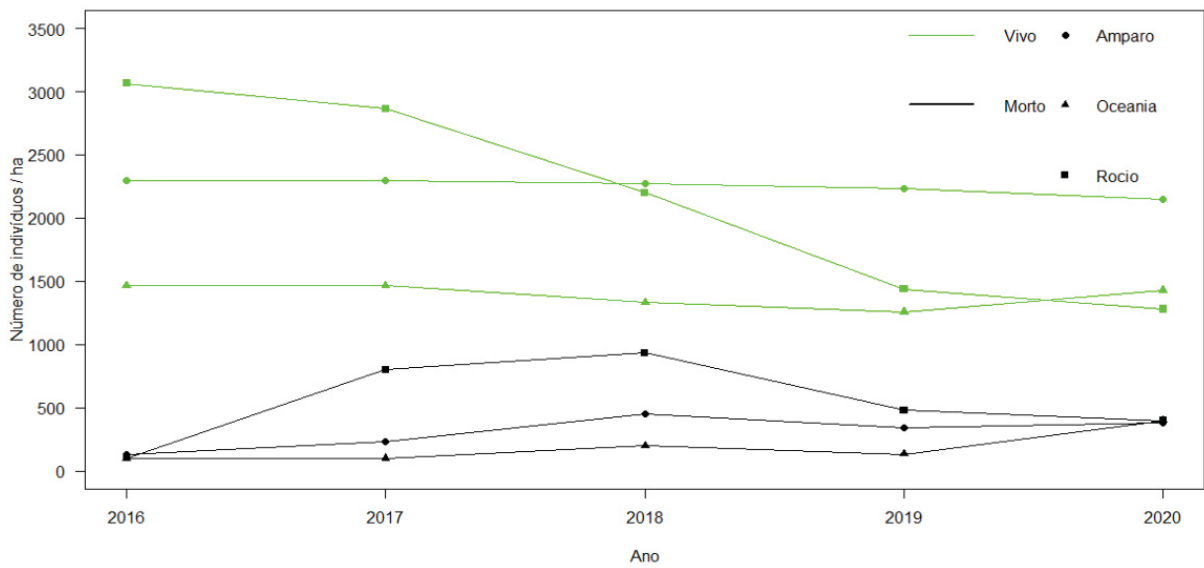
A espécie *L. racemosa* apresentou elevada densidade em todas as localidades, o que já foi reportado em outros estudos ao longo da costa brasileira (ALVES; SASSI; SANTANA, 2013). Essa espécie apresentou a menor dominância em Amparo. Esse padrão de alta densidade e baixa dominância seria o indicativo de áreas alteradas, em processo de regeneração (SOARES, 1999). A espécie *L. racemosa* apresenta maior tolerância às alterações nas condições do ambiente do que as outras espécies (THOM, 1967). Em contrapartida, *A. schaueriana* apresentou maiores valores de dominância na Oceania e no Rocio, que pode estar relacionado com a posição das parcelas (região de bacia, CUNHA-LIGNON et al., 2011). Apesar da Oceania e Rocio serem localidades com maior impacto antrópico, é reportado um maior desenvolvimento de *A. schaueriana* em locais com menor impacto antrópico (CINTRÓN-MOLERO; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992). A maior dominância de *R. mangle* na localidade de Amparo pode estar relacionado também com a posição das parcelas que ocupam a franja dos bosques (CUNHA-LIGNON et al., 2011). Além disso, é reportada a maior presença dessa espécie em áreas menos degradadas (SOARES et al., 2003).

Ao longo do tempo, o número de indivíduos vivos por hectare em cada localidade apresentou uma pequena flutuação (GRÁFICO 3), e uma ligeira redução no número de indivíduos mortos por hectare em 2020, devido ao tombamento desses indivíduos decorrente de fatores climáticos. Ainda, em 30/07/2020, houve a passagem do ciclone bomba no litoral paranaense, que ocasionou a morte e queda de vários indivíduos. A espécie que apresentou o maior acréscimo de indivíduos foi *A. schaueriana* no Rocio (GRÁFICO 3A), que está relacionado ao elevado número de ingressos nessa localidade (APPA, 2021). Houve um acréscimo na Oceania de *L. racemosa* em 2019 e 2020 e uma redução no Rocio. Para *R. mangle*, houve uma estabilidade de indivíduos por hectare ao longo do tempo, não ocorrendo indivíduos mortos em 2016.

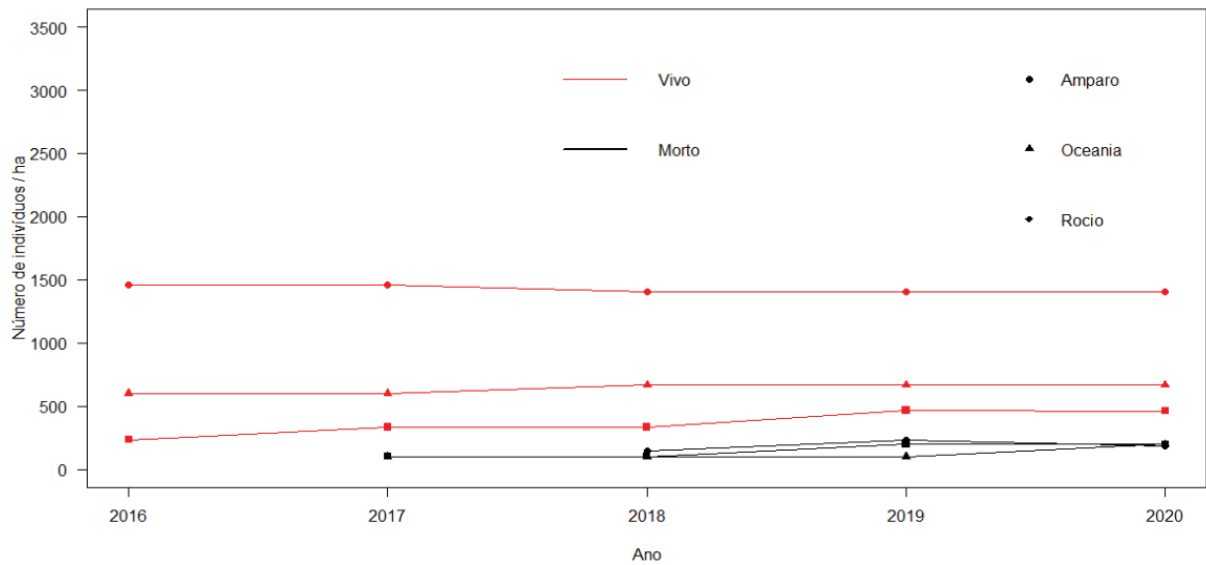
GRÁFICO 3 – NÚMERO DE INDIVÍDUOS ARBÓREOS (VIVOS E MORTOS) POR HECTARE NOS MANGUEZAIS AMOSTRADOS POR LOCALIDADE E POR ESPÉCIE AO LONGO DO TEMPO. (A) *A. schaueriana*, (B) *L. racemosa* E (C) *R. mangle*.



(A)



(B)

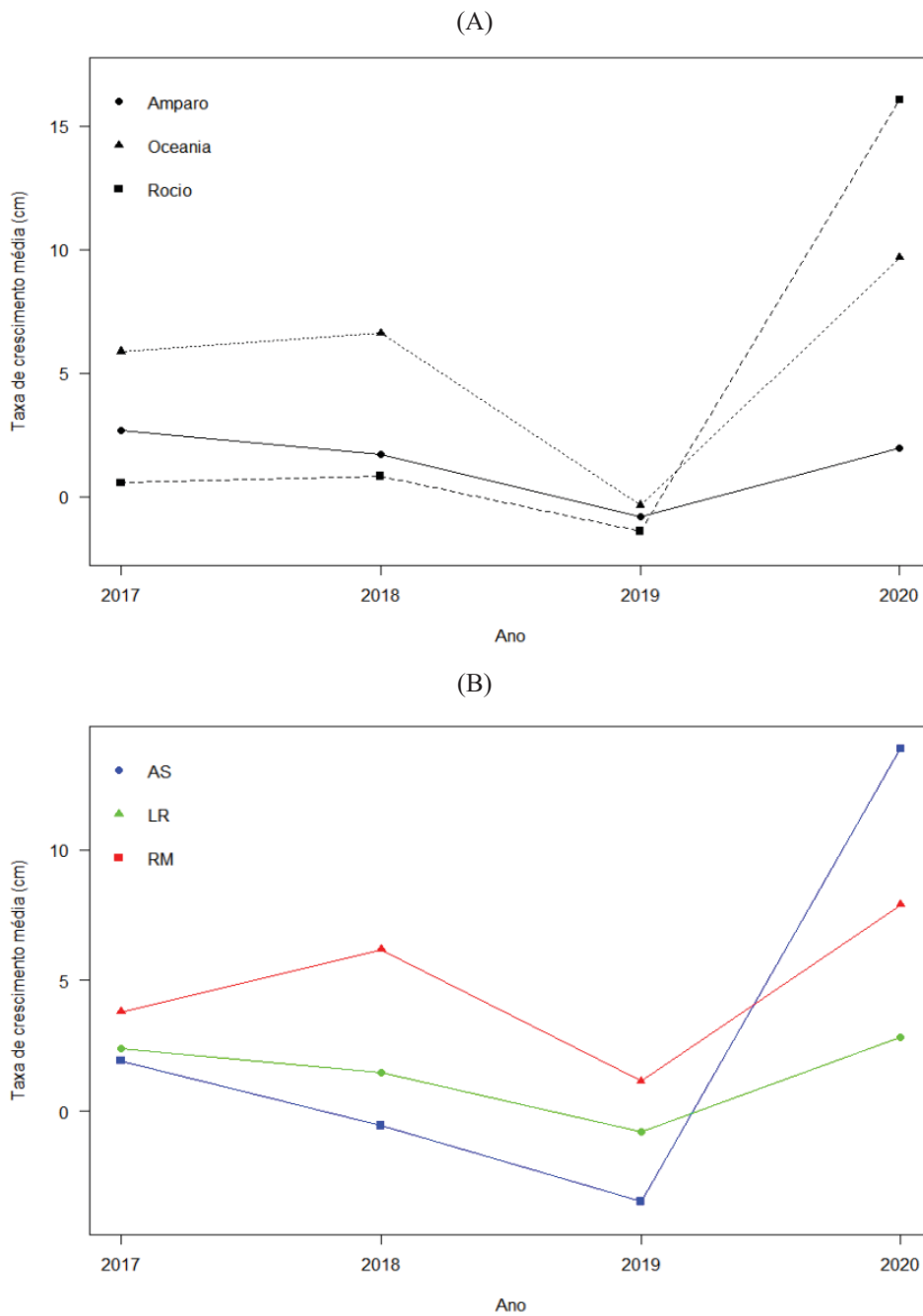


(C)

A taxa de crescimento média em cada localidade variou em cada localidade (GRÁFICO 4), porém a taxa de crescimento relativo de 2018/2019 apresentou uma queda nas três localidades e posterior aumento em 2019/2020. Essa queda em 2018/2019 pode ser decorrente a morte e tombamento de grandes indivíduos (APPA, 2021). A localidade da Oceania apresentou as maiores taxas médias em 2017/2018 e 2018/2019. Inversamente, o Rocio apresentou as menores taxas nesses períodos, porém entre 2019/2020 foi a localidade que apresentou a maior taxa média de crescimento, estando relacionado ao elevado número de ingressos nessa localidade, conforme discutido acima.

As taxas médias de crescimento relativo também variaram entre as espécies (GRÁFICO 4B), apresentando uma tendência de diminuição até 2019 para *A. schaueriana* e *L. racemosa*. Já em 2019/2020, observa-se o crescimento de todas as espécies, com destaque para *A. schaueriana*, que está associado ao ingresso elevado de indivíduos na localidade do Rocio (APPA, 2021).

GRÁFICO 4 – TAXA DE CRESCIMENTO MÉDIA DOS MANGUEZAIS EM CADA LOCALIDADE (A) E POR ESPÉCIE (B). AS = *A. schaueriana*, LR = *L. racemosa* E RM = *R. mangle*.



Não houve diferença significativa entre densidade absoluta e as variáveis espécies e localidade (TABELA 6). Porém, a relação entre densidade e a condição das espécies (vivo ou morto) apresentou diferença, sendo que os indivíduos vivos apresentaram maior densidade. O mesmo padrão foi observado para a dominância em que não houve diferenças em relação a localidade e as espécies (TABELA 6). Porém, houve diferença entre as condições do indivíduo, sendo que os indivíduos vivos apresentaram maior dominância. Os maiores valores

dos indivíduos vivos tanto para densidade quanto para dominância indicam que apesar da porcentagem entre 30-40% de indivíduos mortos na Oceania e Rocio e de maiores médias de DAP, os indivíduos mortos não superaram os indivíduos vivos.

As taxas de crescimento apresentaram diferenças entre as variáveis espécies e localidade (TABELA 6), com exceção da taxa de crescimento de 2016/2017 entre as espécies e a taxa de crescimento de 2018/2019 entre espécies e localidade. Ainda, foi verificada a diferença entre as taxas de crescimento ao longo do tempo (TABELA 6).

TABELA 6 – RESULTADOS DOS TESTES DE KRUSKAL-WALLIS E WILCOXON (W) ENTRE AS VARIÁVEIS DEPENDENTES (DENSIDADE, DOMINÂNCIA E TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVO - TCR), E AS VARIÁVEIS INDEPENDENTES (LOCALIDADE, ESPÉCIE, CONDIÇÃO DE VIDA E ANO). X² = CHI-QUADRADO, GL = GRAUS DE LIBERDADE, TCR = TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVO. EM NEGRITO, ESTÃO OS VALORES SIGNIFICATIVOS.

VARIÁVEIS	X ²	GL	VALOR DE P
DENSIDADE ABSOLUTA ~ LOCALIDADE	0,5731	2	0,7508
DENSIDADE ABSOLUTA ~ ESPÉCIES	3,5906	2	0,1661
DENSIDADE ABSOLUTA ~ ANO	2,76	4	0,5976
DENSIDADE ABSOLUTA ~ CONDIÇÃO	W=441	-	<0,002
DOMINÂNCIA ABSOLUTA ~ LOCALIDADE	1,692	2	0,4291
DOMINÂNCIA ABSOLUTA ~ ESPÉCIES	4,6234	3	0,2015
DOMINÂNCIA ABSOLUTA ~ ANO	3,36	4	0,4984
DOMINÂNCIA ABSOLUTA ~ CONDIÇÃO	W = 441	-	<0,002
TCR 2016/2017 ~ ESPÉCIE	2,668	2	0,263
TCR 2016/2017 ~ LOCALIDADE	20,26	2	3,987x10⁻⁵
TCR 2017/2018 ~ ESPÉCIE	9,99	2	0,00675
TCR 2017/2018 ~ LOCALIDADE	15,25	2	0,00048
TCR 2018/2019 ~ ESPÉCIE	3,84	2	0,1464
TCR 2018/2019 ~ LOCALIDADE	0,35	2	0,8387
TCR 2019/2020 ~ ESPÉCIE	20,76	2	0,001595

VARIÁVEIS	X ²	GL	VALOR DE P
TCR 2019/2020 ~ LOCALIDADE	31,52	2	2,402x10⁻¹⁰
TCR ~ ANO	69,99	3	4,28x10⁻¹⁵

Houve diferença das taxas de crescimento relativo de 2019/2020 entre as espécies *A. schaueriana*, e *L. racemosa* (TABELA 7). Além disso, foi observada a diferença das taxas de crescimento 2017/2018 entre as espécies *A. schaueriana* e *R. mangle*; e entre as espécies *L. racemosa* e *R. mangle*.

Amparo diferiu da Oceania em todas as taxas de crescimento relativo ao longo do tempo (TABELA 8), enquanto Rocio diferiu de Amparo apenas nas taxas de crescimento de 2016/2017 e 2019/2020. Já a Oceania diferiu do Rocio entre as taxas de crescimento de 2016/2017 e 2017/2018. As taxas de crescimento relativo ao longo do tempo diferiram entre si (TABELA 9), com exceção das taxas de 2016/2017 e 2017/2018.

O crescimento de mangues depende de diversos fatores, como o regime de marés, precipitação, temperatura, nutrientes, tipo de solo e salinidade (KRAUSS et al., 2006), além da frequência e intensidade dos impactos antrópicos. Esses fatores agem concomitantemente, além de podem potencializar uns aos outros. Apesar das três áreas amostradas estarem na região intermediária do CEP, as localidades do Rocio e Oceania estão adjacentes a área urbana do município de Paranaguá, recebendo aporte de efluentes domésticos e industriais não tratados, o que pode influenciar as taxas de crescimento desses bosques de mangue em comparação com Amparo. Ainda, a Oceania fica localizada próxima a desembocadura do rio Itiberê, que pode afetar o aporte de nutrientes e de salinidade, o que por sua vez pode afetar as taxas de crescimento dos indivíduos.

TABELA 7 – VALORES DE P DO TESTE *A POSTERIORI* DE DUNN ENTRE TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVO (TCR) E AS ESPÉCIE. AS: *Avicennia schaueriana*, LR: *Laguncularia racemosa*, RM: *Rhizophora mangle*, INDET: INDETERMINADA. EM NEGRITO, ESTÃO OS VALORES SIGNIFICATIVOS.

	TCR 2017/2018	TCR 2019/2020
AS - LR	1,0	0,0013
AS - RM	0,0452	0,4558
LR - RM	0,0070	0,1981

TABELA 8 – VALORES DE *P* DOS TESTES *A POSTERIORI* DE DUNN ENTRE TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVO (TCR) E AS LOCALIDADES. EM NEGRITO, OS VALORES SIGNIFICATIVOS.

	TCR 2016/2017	TCR 2017/2018	TCR 2019/2020
AMPARO - OCEANIA	0,0180	0,00084	4,45x10⁻⁶
AMPARO - ROCIO	0,0121	1,0	5,53x10⁻⁸
OCEANIA - ROCIO	2,62 x 10⁻⁵	0,00091	1,0

TABELA 9 - VALORES DE *P* DOS TESTES *A POSTERIORI* DE DUNN ENTRE TAXA DE CRESCIMENTO RELATIVO (TCR) AO LONGO DO TEMPO. EM NEGRITO, ESTÃO OS VALORES SIGNIFICATIVOS.

TAXAS DE CRESCIMENTO	VALOR DE P
TCR 2016/2017 - TCR 2017/2018	1,0
TCR 2016/2017 - TCR 2018/2019	6,44x10⁻⁷
TCR 2017/2018 - TCR 2018/2019	2,00x10⁻⁵
TCR 2016/2017 - TCR 2019/2020	1,50x10⁻²
TCR 2017/2018 - TCR 2019/2020	2,25x10⁻³
TCR 2018/2019 - TCR 2019/2020	7,74x10⁻¹⁶

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os bosques do Rocio e Oceania aparentam não serem maduros ainda, que podem estar relacionados ao fato de que esses bosques de mangue estão inseridos também no contexto urbano do município de Paranaguá. Apesar de melhoras no tratamento de efluentes, ainda ocorre o despejo dos efluentes nos corpos hídricos do município sem tratamento, o que podem afetar negativamente o desenvolvimento desses manguezais. Adicionalmente, as três localidades estudadas são utilizadas pela população, seja para entretenimento quanto para catação de caranguejos, o que também pode influenciar nas condições desses sistemas. E por fim, outro fator que pode resultar nas condições encontradas é a idade dos bosques de mangue, que ainda não atingiram o climáx do sistema. O uso de imagens de satélite ao longo do tempo poderia contribuir para indicar a idade dos bosques, porém não foram objeto do presente trabalho.

Apesar da proximidade dos bosques do Rocio e Oceania ao Porto de Paranaguá, que representa o segundo maior porto graneleiro do país, não é possível inferir que as condições fitossociológicas desses mangues sejam exclusivamente decorrentes das atividades portuárias, dado as diversas forçantes que estão atuando nesse ecossistema.

Ainda, os manguezais representam um ecossistema com alta resiliência frente às diversas forças que atuam sobre esse ecossistema (CUNHA-LIGNON *et al.*, 2011), sendo que as estratégias adotadas em resposta aos distúrbios podem nos auxiliar na manutenção de processos ecossistêmicos frente as mudanças climáticas do Século XXI.

Dada a importância dos manguezais para a regulação de diversos processos ecossistêmicos, a avaliação da sua condição torna-se essencial para o planejamento costeiro, sendo necessária a implementação de políticas públicas voltadas para a sua conservação com base nessa avaliação. Nesse sentido, o Plano Nacional do Gerenciamento Costeiro, Lei 7661/1988 (BRASIL, 1988), assim como as convenções internacionais sobre o meio ambiente, trazem instrumentos que podem auxiliar nesse planejamento, visando um desenvolvimento que leve em conta as fragilidades ambientais e as potencialidades.

REFERÊNCIAS

- ALONGI, D.M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, 29 (3): 331–349. 2002.
- ALVES, R., SASSI, R.; SANTANA, G.G. The mangrove forest at the Bucatu Lagoon, Northeast Brazil: structural characterization and anthropic impacts. **Tropical Conservation Science**, 6(2): 254-267. 2013.
- APPA. Relatório anual do Programa de Monitoramento de Manguezais. 2021.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- BRASIL. Lei nº 7.661, de 16 de maio de 1988. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências.
- CASTELLA, R.M.B., CASTELLA, P.R., FIGUEIREDO, D.C.S., QUEIROZ, S.M.P. (Orgs.) **Mar e Costa: Subsídios para o ordenamento das áreas estuarina e costeira do Paraná**. SEMA. Curitiba. Disponível em: <https://issuu.com/litoralpr/docs/name09f344>. 2006.
- CINTRÓN-MOLERO, G.; SCHAEFFERNOVELLI, Y. Ecology and management New World mangroves. In: SEELIGER, U. (Ed.). **Coastal Plant Communities of Latin América**. San Diego: Academic Press. p. 233-258. 1992.
- CUNHA-LIGNON, M.; COELHO JR., C.; ALMEIDA, R.; MENGHINI, R.P.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. & DAHDOUH-GUEBAS, F. Characterisation of mangrove forest types in view of conservation and management: a review of mangals at the Cananéia region, São Paulo State, Brazil. **Journal of Coastal Research**, SI 64 (Proceedings of the 11th International Coastal Symposium), 349-353. 2011
- DAHDOUH-GUEBAS, F., JAYATISSA, L. P., DI NITTO, D., BOSIRE, J. O., LO SEEN, D., & KOEDAM, N. How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami? **Current Biology**, 15, R443–R447. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.cub.2005.06.008>. 2005.
- FAO. The World's Mangroves 1980–2005. **A Thematic Study in the Framework of the Global: Forest Resources Assessment**. Rome: Food and Agricultural Organization. 77p. 2007.
- KRAUSS, K.W.; DOYLE, T.W.; TWILLEY, R.R.; RIVERA-MONROY, V.H. & SULLIVAN, J.K. Evaluating the relative contributions of hydroperiod and soil fertility on growth of south Florida mangroves. **Hydrobiologia**, 569: 311–324. 2006.
- LANA, P. C. Manguezais: diagnóstico, conflitos e prognósticos. In: LIMA, R.E; NEGRELLE, R. (Eds.). **Meio Ambiente e desenvolvimento no litoral do Paraná**. Diagnóstico. Curitiba: Editora da Universidade Federal do Paraná. p.105-118. 1998.

LUGO, A.E.; BRINSON, M. & BROWN, S. (eds). **Ecosystems of the world: Forested Wetlands**. Vol.15. 1990.

MADI, A.P.L.M.; BOEGER, M.R.T.; LARCHER, L.; PELOZO, A.; SERENESKI, C.; REISSMANN, C.B.; PADIAL, A.A. Estrutura do componente de regeneração natural e arbóreo de dois manguezais no estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Vol. 26(1). 159-170. 2016.

MURDIYARSO, D.; PURBOPUSPITO, J.; KAUFFMAN, J.B.; WARREN, M.W.; SASMITO, S.D.; DONATO, D.C.; MANURI, S.; KRISNAWATI, H.; TABERIMA, S.; KURNIANTO, S. **The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation**. *Nat. Clim. Chang.*, 5: 1089–1092. 2015.

Noernberg, M., Marone, E. & Angulo, R. 2007. Coastal currents and sediment transport in Paranagua estuary complex navigation channel. *Boletim Paranaense de Geociencias*, 60-61: 45-54.

OGLE, D.H., J.C. DOLL, P. WHEELER, AND A. DINNO. FSA: Fisheries Stock Analysis. R package version 0.9.3, <https://github.com/fishR-Core-Team/FSA>. 2022.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. 2022.

ROVAI, A. S., TWILLEY, R. R., WORTHINGTON, T. A. & RIU, P. Brazilian Mangroves: Blue Carbon Hotspots of National and Global Relevance to Natural Climate Solutions. **Frontiers in Forests and Global Change**, Vol. 4. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/ffgc.2021.787533>. 2022.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRÓN-MOLERO, G., SOARES, M.L.G.; De-ROSA, T. Brazilian Mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. Amsterdam, Vol. 3: 561-570. 2000.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & CINTRON-MOLERO, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal; estrutura, função e flora**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., ABUCHAHLA, G.M.O.; COELHO-JR, C. Capítulo 30: **Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar**. In *Noções de Oceanografia*. Organização Joseph Harari. São Paulo: Instituto Oceanográfico, 2021.

SOARES, M.L.G.; CHAVES, F.O.; CORRÊA, F.M.; SILVA JR., C.M.G. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da baía de Guanabara (Rio de Janeiro). **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ** (26), 101-116. 2003.

THOM, B.G. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. **The Journal of Ecology**, 55:301-34. 1967.

PRIMAVERA, J.H., FRIESS, D.A., LAVIEREN, H.V.; LEE, S. Y. **Chapter 1: The Mangrove Ecosystem**. In: *World Seas: An Environmental Evaluation*. Volume III: Ecological Issues and Environmental Impacts. Second Edition. 647p. 2019.

SOARES, M.L.G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Above-Ground Biomass of Mangrove Species. I. Analysis of Models. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65, 1-18. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.05.001>. 2005.

THOMAS, N., LUCAS, R., BUNTING, P., HARDY, A., ROSENQVIST, A.; SIMARD, M. Distribution and drivers of global mangrove forest change, 1996–2010. **PLoS One**, 12(6) e0179302. Disponível em <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179302>. 2017.

WICKHAM H, FRANÇOIS R, HENRY L, MÜLLER K. `_dplyr: A Grammar of Data Manipulation_`. R package version 1.0.10, <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. 2022.