

# DETERMINAÇÃO DE METAIS EM UM SISTEMA ESTUARINO: *LAGUNCULARIA RACEMOSA* COMO UM POTENCIAL INDICADOR DE CONTAMINAÇÃO

## QUANTIFICATION OF METAL CONCENTRATIONS IN AN ESTUARINE SYSTEM: *LAGUNCULARIA RACEMOSA* AS A POTENTIAL INDICATOR OF CONTAMINATION

### Thaise Alves dos Santos

Licenciada em Química pelo Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro), Especialista em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo IFBA Porto Seguro – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Thalita Maciel Bomfim

Licenciada em Química pelo Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro), Especialista em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo IFBA Porto Seguro – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Fabiano Santos Silva

Licenciado em Química pelo Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro), Especialista em Ciência e Tecnologia Ambiental pelo IFBA Porto Seguro – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Allison Gonçalves Silva

Licenciado em Química pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), Doutor em Química pela UFBA, Docente do Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro) – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Marcus Luciano Souza de Ferreira Bandeira

Químico pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), Doutor em Química pela UFBA, Docente do Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro) – Porto Seguro (BA), Brasil.

### Raildo Mota de Jesus

Engenheiro Agrônomo pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). Doutor em Química Analítica pela UFBA. Docente da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) – Ilhéus (BA), Brasil.

### Leonardo Dias Nascimento

Gestor Ambiental pela Universidade Norte do Paraná (UNOPAR), Mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente pela Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Técnico de Laboratório do Instituto Federal da Bahia (IFBA Porto Seguro) – Porto Seguro (BA), Brasil.

#### Endereço para correspondência:

Leonardo Dias Nascimento - Rodovia BR 367, km 57,5, s/n – Fontana I - CEP 45810-000 - Porto Seguro (BA), Brasil – E-mail: leonardo.dias@ifba.edu.br

Recebido em: 06/06/2018

Aceito em: 08/09/2018

## RESUMO

Este estudo teve como principal objetivo utilizar *Laguncularia racemosa* como bioindicador da presença de metais no manguezal do estuário do rio Buranhém, na cidade de Porto Seguro, extremo sul da Bahia. Para tanto, coletaram-se folhas verdes e amarelas dessa planta em quatro pontos do estuário. Essas amostras passaram por digestão ácida (método 3050-B da United States Environmental Protection Agency — USEPA) para posterior quantificação de metais via espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES). Os valores mínimos e máximos para as concentrações de metais encontradas foram, respectivamente, em mg.kg<sup>-1</sup>: Cr: 0,29 a 2,90; Mn: 7,92 a 72,13; Fe: 74,07 a 392,67; Ni: 0,25 a 1,24; Cu: 0,18 a 1,19; Zn: 6,62 a 16,93; Sr: 47,09 a 167,28; Cd: 0,06 a 36,42; Ba: 3,20 a 17,24; e Pb: 2,59 a 145,90. Os resultados obtidos indicam que a *Laguncularia racemosa* constitui um bioindicador de metais de potencial relevância no que diz respeito à qualidade de ecossistemas estuarinos.

**Palavras-chave:** mangue branco; bioindicadores; poluição ambiental; contaminação por metais.

## ABSTRACT

This study had as main objective to use *Laguncularia racemosa* as a bioindicator of the presence of metals in the mangrove of the Buranhém river's estuary, in the city of Porto Seguro, southern Bahia, in May 2017. For this purpose, green and yellow leaves from this plant were collected at four points in the estuary. These samples underwent acid digestion (USEPA 3050-B method) for further quantification of metals by ICP OES. The minimum and maximum values for the concentration of metals found were, respectively (mg kg<sup>-1</sup>) Cr: 0,29 - 2,90; Mn: 7,92 - 72,13; Fe: 74,07 - 392,67; Ni: 0,25 - 1,24; Cu: 0,18 - 1,19; Zn: 6,62 - 16,93; Sr: 47,09 - 167,28; Cd: 0,06 - 36,42; Ba: 3,20 - 17,24; and Pb: 2,59 - 145,90. The results indicate that *Laguncularia racemosa* is a bioindicator of metals with a relevant potential regarding the quality of mangrove ecosystems.

**Keywords:** white mangrove; bioindicators; environment pollution; contamination by metals.

## INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas costeiros que se encontram distribuídos em regiões de clima tropical e subtropical e se formam em locais de encontro fluvio-marinho. A quarta maior extensão de manguezal do mundo se encontra no Brasil, apesar de se estimar que cerca de 25% dos manguezais brasileiros já tenham sido extintos. Estão entre as principais causas dessa destruição a busca exacerbada pelo crescimento econômico, caracterizado principalmente pela especulação imobiliária, a aquicultura e o turismo (SEMADS, 2001; PRATES; GONÇALVES; ROSA, 2012; OLIVEIRA & KLEIN, 2015).

A vegetação endêmica de manguezal (o mangue) engloba espécies adaptadas à água salobra e aos solos pouco oxigenados. Entre as principais espécies de plantas de manguezal brasileiras estão a *Rhizophora mangle* (mangue vermelho), a *Avicennia schaueriana* (mangue preto) e a *Laguncularia racemosa* (mangue branco) (SEMADS, 2001; NANNI & NANNI, 2005; OLIVEIRA & KLEIN, 2015; ALVARENGA; BOTOSSO; SOFFIATTI, 2017; GARCIA et al., 2017).

Os manguezais têm extrema importância ambiental, uma vez que são berçário e *habitat* natural para diversas espécies de plantas e animais que o utilizam como fonte de alimento e local de reprodução, de crescimento e de proteção contra predadores — além disso, protegem a linha costeira, atuam como filtro biológico natural e auxiliam no ciclo de diversos nutrientes. A relevância econômico-social do manguezal está relacionada principalmente à grande quantidade de famílias que o utilizam como principal forma de subsistência por meio da pesca artesanal de espécies animais de altos valores econômico e nutricional que nele residem (SEMADS, 2001; SANDILYAN & KATHIRESAN, 2014; 2015; LIMA, 2015; SANTOS et al., 2016; KULKARNI; DEOBAGKAR; ZINJARDE, 2018; SOUZA et al., 2018). A preservação de ecossistemas de manguezal tem imensa relevância; no entanto, diante do intenso processo de globalização atual, manter o equilíbrio ambiental e satisfazer as necessidades e os caprichos da sociedade, simultaneamente, é uma proposta desafiadora, pois, por menores que sejam, as alterações de parâmetros ambientais podem acarretar desestabilização, modificação e até mesmo extinção de espécies ou ecossistemas inteiros (RICKLEFS, 2003; KULKARNI; DEOBAGKAR; ZINJARDE, 2018).

A aplicação de compartimentos bióticos na avaliação e no monitoramento de impactos ambientais tem aumentado largamente devido à grande capacidade de retenção de contaminantes por espécies variadas de seres vivos que podem atuar como bioindicadores (PEDROSO, 2007; USMAN; ALKREDAA; AL-WABEL, 2013; ZHANG et al., 2015; WU et al., 2016). Estes são organismos utilizados como ferramenta em método indireto de verificação da poluição em certo local que integram a biota de determinada região que está em estudo (CARNEIRO, 2004). Diversas pesquisas apontam para a eficácia da aplicação de compartimentos bióticos e abióticos como bioindicadores da presença de elementos traço em ecossistemas de manguezal (GUILHERME, 2005; BAGLIANO, 2012; BODIN et al., 2013; CHOWDHURY et al., 2017; ORTEGA; CUSTÓDIO; ZANOTTO, 2017; ORTEGA et al., 2017; PALLIYATH; AM; PUTHUR, 2017; WU et al., 2017).

De acordo com Pendias e Pendias (2001), as plantas têm um importante papel no ciclo dos elementos traço e também na biomagnificação destes, pois podem acumular substâncias sobre seus tecidos ou no interior deles, funcionando como um intermediário entre os contaminantes dos solos, das águas e do ar e os seres humanos e animais. Essa característica se revela principalmente devido a muitas plantas serem capazes de desenvolver alta resistência às grandes quantidades de elementos traço que chegam a elas através de atividades antropogênicas. Desse modo, o lançamento de contaminantes nos manguezais pode levar à entrada de substâncias e elementos nocivos nas cadeias tróficas, pois estes podem ficar disponíveis em suspensão no ambiente ou serem absorvidos por plantas, passando então a integrar a cadeia alimentar no ecossistema poluído. Diversos autores investigaram o bioacúmulo de metais em animais de manguezal, bem como a relação entre a presença dos contaminantes inorgânicos na água, nos sedimentos e nas plantas e a translocação dessas substâncias nos diferentes compartimentos do ecossistema. A ingestão de plantas contaminadas ou contaminantes dispersos na água pelos organismos potencializa o risco de intoxicação em pessoas que consomem esses animais (SEMADS, 2001; RAMOS & GERALDO, 2007; GONÇALVES; FREIRE; NASCIMENTO NETO, 2007; SARKAR et al., 2008; TAKAHASHI, 2008; BODIN et al., 2013; CHENG & YAP, 2015; MARANHO et al., 2015; NASCIMENTO, 2015; NAIDOO,

2016; MANURUNG et al., 2017; ORTEGA; CUSTÓDIO; ZANOTTO, 2017; ORTEGA et al., 2017; RUMISHA et al., 2017; SANTOS et al., 2017; WU et al., 2017).

A presença de alguns elementos traço na natureza é imprescindível desde que nas concentrações adequadas, pois alguns deles possuem funções essenciais no metabolismo dos seres vivos. Outros elementos, no entanto, podem acarretar danos ou não apresentam funções biológicas conhecidas, representando assim alto risco ao meio ambiente e à saúde humana (GUILLERME et al., 2005). Os metais podem ser encontrados naturalmente nos ecossistemas, porém suas propriedades químicas é que dirão se eles serão mais ou menos absorvidos pela biota (LIMA & MERÇON, 2011). A toxicidade desses elementos e sua acumulação nos organismos dependem tanto da sua concentração no ambiente quanto da sua biodisponibilidade, isto é, da quantidade relativa de contaminante que está disponível para ser absorvida por organismos vivos e passar a integrar seus processos metabólicos (MILAZZO, 2011). A fração desses elementos disponível no meio pode ser avaliada pelo uso de bioindicadores, e sua fitotoxicidade depende especificamente de cada elemento traço, de cada espécie de planta e da dinâmica de cada ecossistema em estudo (PENDIAS & PENDIAS, 2001; CARNEIRO, 2004).

Diferentes espécies de plantas de manguezal vêm sendo utilizadas com o propósito de indicar a presença de contaminantes inorgânicos e orgânicos em manguezais de diversos países, além de serem potenciais ferramentas para a remoção ou a imobilização de contaminantes orgânicos e inorgânicos (SOUZA et al., 2015; ANALUDDIN et al., 2017; CHOWDHURY et al., 2017; QIU & QIU, 2017). Moreira et al. (2016) analisaram estratégias de biorremediação para retirada de derivados do petróleo na presença de metais em manguezais simulados, concluindo que o processo de fitorremediação com *Avicennia schaueriana* apresentou ótima eficiência na retirada do poluente orgânico, apresen-

tando taxa de remoção de 89%, com baixa influência da presença de metais no procedimento. Palliyath, Am e Puthur (2017) avaliaram meios de minimizar os principais poluentes que atingem o manguezal valendo-se de mecanismos naturais desenvolvidos pelas plantas para a evasão ou exclusão, excreção e acumulação de substâncias potencialmente perigosas. Os estudiosos afirmam que métodos de fitorremediação constituem uma estratégia promissora para restringir a toxidez de metais em manguezais, principalmente a fitoextração e a fitoestabilização, sendo ainda pouco onerosos e inovadores. Há ainda diversos outros trabalhos que abordam o uso de plantas e animais de manguezal na verificação da contaminação de manguezais (SOUZA et al., 2014a; SOUZA et al., 2014b; CHOWDHURY et al., 2015; SOUZA et al., 2015; DOBBS et al., 2016; KAEWTUBTIM et al., 2016; MARCHAND; FERNANDEZ; MORETON, 2016; ANALUDDIN et al., 2017; BILLAH et al., 2017; CHOWDHURY et al., 2017; DAI et al., 2017; DUARTE et al., 2017; NGUYEN et al., 2016; QIU & QIU, 2017).

Dessa forma, observa-se que a presença de metais tóxicos em ecossistemas aquáticos pode ser avaliada mediante o uso de plantas, como no manguezal. Verifica-se que, nos principais trabalhos, o indicativo de poluição e contaminação se dá mediante a avaliação de Fe, Ni, Pb, Cd, Cr e Cu, caracterizando o local e indicando o quanto a ação antrópica atua, por meio do uso de plantas bioindicadoras presentes em manguezal.

Levando-se em consideração os aspectos e dados apresentados acerca do ecossistema de manguezal, este estudo teve como principal objetivo utilizar *Laguncularia racemosa* como bioindicador da presença de metais num manguezal do estuário do rio Buranhém, na cidade de Porto Seguro, extremo sul da Bahia, visando assim contribuir para a minimização de efeitos nocivos no ecossistema avaliado através da compilação de informações que servirão de base para estudos futuros que proponham a mitigação da área em estudo.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O manguezal selecionado para estudo situa-se no estuário do Rio Buranhém, na cidade de Porto Seguro, na Bahia. Foram estabelecidos quatro pontos como estações de amostragem e estas foram georreferenciadas utilizando-se Global Positioning System (GPS): ponto 1 (P1): 16°27'10.54" S e 39°04'03.99" O; pon-

to 2 (P2): 16°27'21.55" S e 39°4'7.11" O; ponto 3 (P3): 16°27'32.81" S e 39°3'58.39" O; ponto 4 (P4): 16°26'59.26" S e 39°4'3.73" O (Figura 1). Os pontos foram selecionados visando à verificação da presença de metais em locais onde há grande influência antrópica.

A metodologia de coleta das amostras foi adaptada de Gonçalves (2010). Em cada ponto de coleta, foram determinados, *in situ*, parâmetros físico-químicos das águas superficiais contíguas à região de amostragem: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), salinidade, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (STD), utilizando-se sonda multiparamétrica HANNA (modelo HI 9828).

Para a avaliação das concentrações de metais ao longo do estuário em estudo, foram coletadas, aleatoriamente, amostras de cerca de 60 folhas verdes (FV) e 60 amarelas (FA) de até 5 árvores de *Laguncularia racemosa* (altura superior a 1,5 metros) por ponto de coleta, em maio de 2017. As folhas foram colhidas manualmente durante a baixa-mar, em maré de sizígia, em período chuvoso — índice pluviométrico mensal: 191,1 mm (ICEA, 2017) —, acondicionadas em sacos plásticos estéreis, identificadas e preservadas em recipiente térmico. Em laboratório, as amostras tiveram

largura e comprimento medidos com paquímetro digital; em seguida, foram lavadas com água deionizada para retirada de impurezas, pesadas e secas em estufa com recirculação de ar a 65°C, até se obter peso constante. A secagem das amostras em estufa foi realizada colocando-se aproximadamente 20 folhas de cada amostra em saco de papel pardo com pequenos furos.

Após a secagem, as amostras foram trituradas e, em seguida, passaram por um procedimento de abertura com ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ), peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e ácido clorídrico (HCl) realizado conforme metodologia 3050-B da United States Environmental Protection Agency (USEPA). A quantificação dos metais cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn), estrôncio (Sr), cádmio (Cd), bário (Ba) e chumbo (Pb) foi realizada em triplicata, empregando-se espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES — modelo 710 ES Varian, Mulgrave, Austrália), equipado com

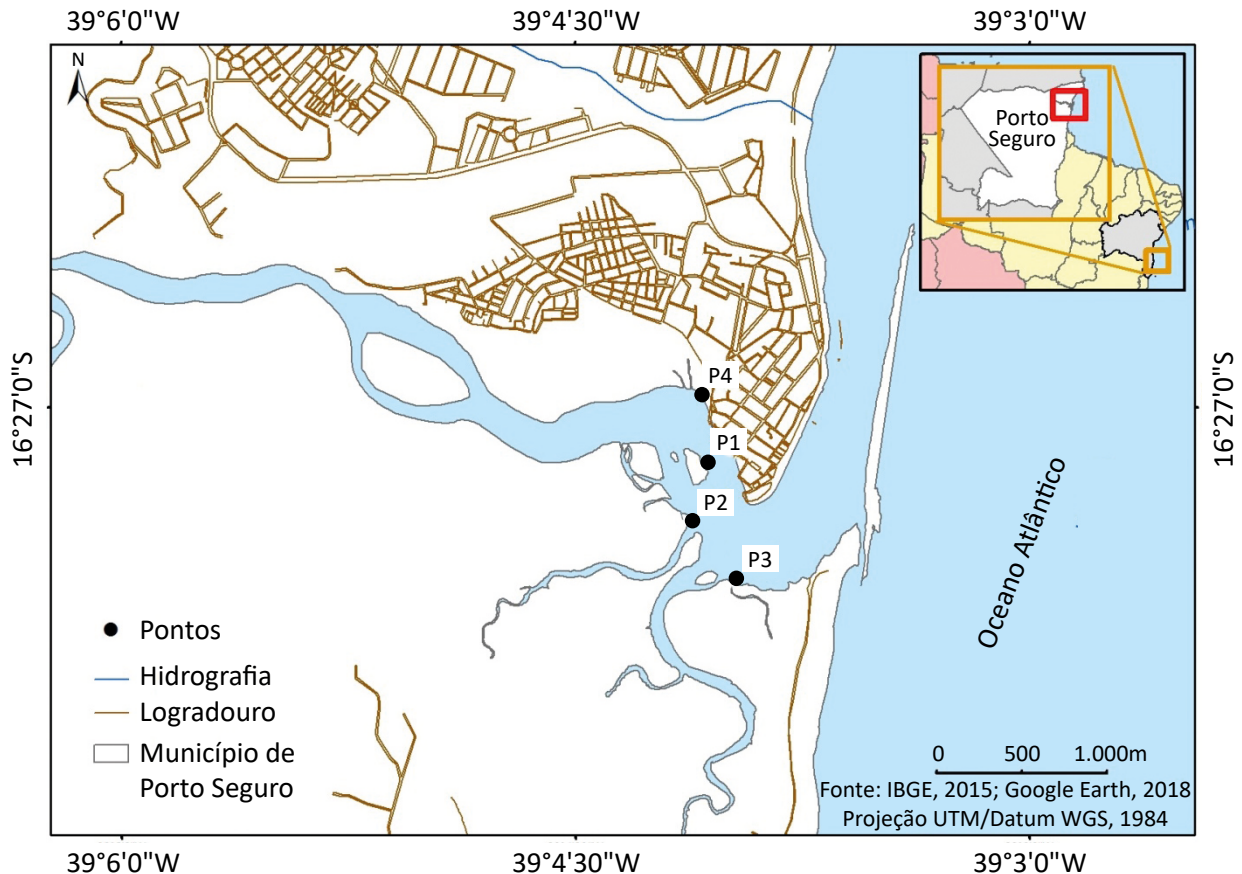


Figura 1 – Localização da área de estudo e pontos de coleta das amostras.



nebulizador concêntrico *sea spray* Agilent (Santa Clara, EUA), câmara de nebulização ciclônica *single pass* Varian (Mulgrave, Austrália) e tocha Varian (Mulgrave, Austrália) com configuração axial e detector de estado sólido com arranjo charge-couple device (CCD – dispositivo de carga acoplada). As linhas analíticas de emissão selecionadas para determinação dos analitos foram Cr (267,716 nm), Mn (257,610 nm),

Fe (259,940 nm), Ni (231,604 nm), Cu (327,395 nm), Zn (213,857 nm), Sr (407,771 nm), Cd (214,439 nm), Ba (455,403 nm) e Pb (220,353 nm). Foi realizada calibração externa com padrão multielementar na concentração de 1000 mg.L<sup>-1</sup> — este foi utilizado para diluição sucessiva para a curva de calibração na faixa de 0,1 a 5 mg.L<sup>-1</sup> para quantificação das concentrações dos metais em estudo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em todas as estações de amostragem, o pH e a salinidade das águas superficiais se enquadraram nos parâmetros para água salobra de classe I estabelecidos pela Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (BRASIL, 2005) (pH: 6,5–8,5; salinidade: > 0,5 e < 30‰), com o pH apresentando valores de 6,88, 6,80, 6,58 e 6,75 e a salinidade, de 2,94, 2,38, 0,96 e 0,82‰ para os pontos 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os níveis de oxigênio dissolvido (OD) ficaram abaixo do estabelecido pelo CONAMA ( $\geq 5$  mg.L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>) para 2 e 3 (4,72 e 4,83 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente) e dentro do normal para 1 e 4 (5,21 e 5,50 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente), o que pode estar associado à atividade de depuração de matéria orgânica nos pontos estudados; esses valores foram, em geral, mais elevados que os encontrados por Souza *et al.* (2014a) em manguezais de cidades do Espírito Santo. Não há padrões legalmente estabelecidos para a temperatura, a condutividade elétrica e a quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) em águas salobras, no entanto, pode-se observar que a temperatura nos pontos de coleta manteve-se estável (26°C), já a condutividade elétrica foi consideravelmente mais elevada em 1 e 2 (5.360 e 4.510  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ , respectivamente) e mais baixa para 3 e 4 (1.820 e 1.650  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ,

respectivamente), o que pode estar associado ao maior percentual de salinidade e à maior quantidade de STD nesses locais (2.717 e 2.275 mg.L<sup>-1</sup> para 1 e 2 e 892 e 872 mg.L<sup>-1</sup> para 3 e 4, respectivamente) (BRASIL, 2005).

A variação do comprimento e da largura de folhas de plantas vem sendo utilizada como um indicador de qualidade ambiental. A medição das amostras de *Laguncularia racemosa* coletadas (Figura 2) indicou que as FV apresentaram valores médios de comprimento e de largura maiores que as FA (com clorose).

Na análise biométrica das folhas, obtiveram-se os seguintes valores médios de comprimento e largura, respectivamente: ponto 1 (FV: 8,81 cm × 4,61 cm e FA: 8,10 cm × 4,09 cm); ponto 2 (FV: 9,37 cm × 5,11 cm e FA: 7,41 cm × 4,49 cm); ponto 3 (FV: 8,49 cm × 4,92 cm e FA: 7,80 cm × 4,18 cm); e ponto 4 (FV: 9,34 cm × 5,21 cm e FA: 8,41 cm × 4,69 cm). Esses tamanhos foram semelhantes aos observados por Gonçalves (2010) para folhas de *L. racemosa* de manguezais de Tinharé e Boipeba, na Bahia.

A clorose, cor amarelada nas folhas das plantas, é comum naquelas de idade avançada, no entanto, também



Figura 2 – Folhas de *Laguncularia racemosa*: (A) verdes e (B) amarelas (com clorose).

pode ser desenvolvida nas jovens. Entre os diversos fatores que podem levar ao desenvolvimento de clorose em algumas espécies de plantas está a deficiência ou o excesso de nutrientes e outros elementos químicos, como os metais (PENDIAS & PENDIAS, 2001). Seria incomum considerar as folhas amarelas mais velhas, uma vez que estas apresentaram tamanhos médios inferiores aos das verdes em todos os locais de amostragem;

logo se pode supor que a clorose observada foi ocasionada pela deficiência de nutrientes ou pelo acúmulo de algum outro elemento nas plantas em estudo.

Na Tabela 1, encontram-se os resultados obtidos na análise das amostras das folhas de mangue branco, na qual foram ponderadas as concentrações dos metais Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Cd, Ba e Pb.

**Tabela 1 – Concentração de metais (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Cd, Ba e Pb) em folhas verdes e amarelas de *Laguncularia racemosa*, coletadas no estuário do rio Buranhém, Porto Seguro, Bahia, Brasil.**

Pontos de coleta	<i>L. racemosa</i>	Metais (mg.kg <sup>-1</sup> )									
		Cr	Mn	Média ± desvio padrão						Ba	Pb
				Fe	Ni	Cu	Zn	Sr	Cd		
I	Folhas verdes	0,44 ± 0,05	29,13 ± 0,19	74,07 ± 0,88	< LD	0,53 ± 0,33	8,42 ± 0,54	67,29 ± 0,72	0,06 ± 0,04	3,20 ± 0,04	5,21 ± 0,24
	Folhas amarelas	0,55 ± 0,04	51,06 ± 0,12	256,14 ± 0,85	0,66 ± 0,08	1,10 ± 0,15	16,93 ± 0,36	147,53 ± 0,79	0,11 ± 0,02	11,22 ± 0,04	4,95 ± 0,06
II	Folhas verdes	0,32 ± 0,10	7,92 ± 0,06	96,48 ± 0,72	< LD	0,98 ± 0,26	10,57 ± 0,06	47,09 ± 0,01	< LD	4,18 ± 0,03	2,59 ± 0,13
	Folhas amarelas	0,72 ± 0,09	11,72 ± 0,07	139,42 ± 0,75	0,25 ± 0,08	0,39 ± 0,07	9,33 ± 0,02	91,16 ± 1,24	0,56 ± 0,04	6,08 ± 0,03	8,79 ± 0,70
III	Folhas verdes	0,29 ± 0,07	20,89 ± 0,24	85,35 ± 6,66	< LD	1,19 ± 0,21	9,87 ± 0,23	62,28 ± 0,57	36,42 ± 0,32	3,69 ± 0,29	145,90 ± 1,55
	Folhas amarelas	0,30 ± 0,12	35,61 ± 0,38	176,63 ± 1,80	< LD	0,18 ± 0,38	6,62 ± 0,16	125,11 ± 0,82	3,90 ± 0,03	7,72 ± 0,08	30,79 ± 0,52
IV	Folhas verdes	0,44 ± 0,09	47,86 ± 0,21	194,27 ± 1,73	< LD	1,04 ± 0,13	13,33 ± 0,13	100,31 ± 0,50	2,01 ± 0,01	8,49 ± 0,08	28,88 ± 0,28
	Folhas amarelas	2,90 ± 0,08	72,13 ± 0,40	392,67 ± 4,22	1,24 ± 0,08	0,25 ± 0,20	6,79 ± 0,22	167,28 ± 0,94	8,55 ± 0,01	17,24 ± 0,19	47,96 ± 0,58
LD (mg.kg <sup>-1</sup> )		0,004	0,003	0,038	0,021	0,025	0,019	0,002	0,005	0,002	0,012
LQ (mg.kg <sup>-1</sup> )		0,020	0,015	0,191	0,106	0,126	0,094	0,007	0,026	0,008	0,058

LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação. Todos os valores foram calculados para base seca.

A função dos elementos traço nas plantas é caracterizada por diversos mecanismos, entre eles absorção, transporte, funcionamento de enzimas, concentrações, formas de ocorrência, carência, excesso, toxicidade, relações sinérgicas e antagônicas. Ademais, em situações de desequilíbrio químico, os vegetais podem desenvolver métodos para adaptação e tolerância às condições adversas, o que têm imensa relevância, já que o descarte incorreto de potenciais contaminantes na natureza é muito grande (PENDIAS & PENDIAS, 2001). A presença dos metais traço pode afetar o crescimento das plantas de manguezal. Naidoo, Hiralal e Naidoo (2014) verificaram que, na espécie *A. marinal*, o excesso de Pb, metal não essencial, não é excretado pelas glândulas de sal, enquanto o dos micronutrientes Zn e Cu é.

Além dos prejuízos evidentes à fauna e à flora, há ainda a preocupação com as diversas formas de acesso que permitem a entrada de altas quantidades de elementos potencialmente tóxicos nos seres humanos. Sandilyan e Kathiresan (2014) resumem as principais formas de os metais presentes nos manguezais chegarem às pessoas, destacando a utilização de folhas de mangue na alimentação de animais do manguezal e os animais bentônicos que vivem nesses ambientes.

Os níveis de cromo nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais elevados nas FA para cada ponto, apresentando concentração máxima de 2,90 mg.kg<sup>-1</sup> nas folhas com clorose colhidas no P4. Os valores encontrados nas demais amostras estão entre 0,29 e 0,72 mg.kg<sup>-1</sup> (Tabela 1) e são menores que os descobertos por Ramos e Geraldo (2007), que obtiveram concentrações médias desse metal de 5,4 mg.kg<sup>-1</sup> em *A. schaueriana*, 3,2 mg.kg<sup>-1</sup> em *L. racemosa* e 3,5 mg.kg<sup>-1</sup> em *R. mangle*. Souza *et al.* (2015) quantificaram, nas folhas de *A. schaueriana* de diversos manguezais do estado do Espírito Santo, no Brasil, valores de Cr (0,22 a 0,75 mg.kg<sup>-1</sup>) menores que os obtidos por Qiu e Qiu (2017) em amostras de *R. stylosa* e *Sonneratia hainanensis* em Hainan, na China (1,4 mg.kg<sup>-1</sup>), com exceção para o ponto 4; Chowdhury *et al.* (2017) encontraram concentração de Cr de 2,85 mg.kg<sup>-1</sup> em manguezal de Sundarban, na Índia, pouco menores que as de 4. Apesar de o cromo ser um micronutriente essencial, a exposição das plantas a ele pode gerar efeitos nocivos, como a diminuição dos níveis de pigmentos fotossintetizantes (ROCHA, 2008; TCHOUNWOU, 2012; ATSDR, 2018). Rocha (2008) estudou a influência do Cr<sup>3+</sup> na fisiologia

de plantas de manguezal da espécie *L. racemosa*, concluindo que esta possui alta capacidade de acumular o cromo e tolerância a níveis tóxicos desse metal, podendo assim ser utilizada como agente na fitorremediação de manguezais contaminados por ele.

Assim como para o Cr, os níveis de Mn nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais altos nas FA para cada ponto, apresentando concentração mais elevada nas folhas com clorose colhidas no P4 (72,13 mg.kg<sup>-1</sup>). As demais amostras apontaram concentrações de Mn entre 7,92 e 51,06 mg.kg<sup>-1</sup> (Tabela 1). Souza *et al.* (2015) detectaram, em folhas de *A. schaueriana*, concentrações de até 169,6 mg.kg<sup>-1</sup> de Mn. Nos estudos de Chowdhury *et al.* (2017), em Sundarban, a concentração de Mn foi de 3858,37 mg.kg<sup>-1</sup>. As águas de estuários estão sujeitas ao acúmulo de manganês, uma vez que, normalmente, são ambientes que possuem pH em faixa ácida, o que favorece a exposição das plantas de manguezal a esse elemento, mas também permite que elas tolerem concentrações mais elevadas dele (PENDIAS & PENDIAS, 2001). Apesar de ser um micronutriente essencial para vegetais, esse metal também é acumulativo e tóxico quando em níveis elevados. A deficiência de Mn em plantas pode acarretar clorose internerval, principalmente em folhas mais jovens (PENDIAS & PENDIAS, 2001; ATSDR, 2018).

Os níveis de ferro nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais elevados nas FA para cada ponto, apresentando concentração máxima de 392,67 mg.kg<sup>-1</sup> nas folhas com clorose colhidas no P4. Os teores de ferro para as demais amostras variaram entre 85,35 e 256,14 mg.kg<sup>-1</sup> (Tabela 1). O meio levemente ácido das águas do estuário do Buranhém pode favorecer a disponibilidade do ferro na forma mais absorvível pelas plantas, o que pode justificar, em partes, as altas concentrações desse metal que foram encontradas (ALEXANDRE, 2012). Souza *et al.* (2015) acharam valores mais elevados para as concentrações desse metal em três dos quatro sítios avaliados, sendo o máximo encontrado de 665,3 mg.kg<sup>-1</sup>, e Chowdhury *et al.* (2017) quantificaram valor médio de 1376,67 mg.kg<sup>-1</sup> de ferro.

O Fe é um elemento essencial para vegetais, no entanto, assim como outros metais, também é altamente reativo e bioacumulável, e seu excesso pode acarretar intoxicação e até mesmo danos ao crescimento vegetal. Em algumas espécies, o ferro em excesso pode ainda se acumular nas raízes e causar clorose, e sua carência pode originar cloro-

se internerval em folhas jovens de algumas plantas (PENDIAS & PENDIAS, 2001; QUARESMA, 2009; ALEXANDRE, 2012; BRASIL, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2017). Arribavene *et al.* (2015) observaram que o acúmulo de Fe na superfície de folhas de *L. racemosa* é alto em locais onde há níveis elevados de poluição por esse metal, o que pode estar relacionado às glândulas salinas dessa espécie.

Nas FV de mangue branco, não foi quantificado níquel, entretanto foi encontrado esse elemento nas FA dos pontos 1, 2 e 4, sendo que no P4 observou-se a maior concentração do metal (1,24 mg.kg<sup>-1</sup>). A clorose pode ser atribuída à característica mais comum da fitotoxicidade do Ni em plantas, possivelmente relacionada à inibição da fotossíntese (PENDIAS & PENDIAS, 2001). Os valores encontrados foram maiores que os obtidos por Santos *et al.* (2016) em folhas de *A. schaueriana* de manguezais de Lameirão, Serra e Santa Maria, no Espírito Santo. Chowdhury *et al.* (2017) encontraram concentrações de 11,22 mg.kg<sup>-1</sup>. Há uma grande probabilidade de acúmulo do níquel em solos e sedimentos ricos em manganês e ferro, uma vez que ele se une a substâncias que contenham esses elementos. O Ni é facilmente retirado do solo por plantas, e algumas delas têm a capacidade de bioacumular o níquel, como a *Rinorea niccolifera* (FERNANDO; QUIMADO; DORONILA, 2014; ATSDR, 2018).

O elemento Cu foi quantificado em todos os sítios avaliados, tanto nas FV quanto nas FA, e os valores obtidos neste estudo (Tabela 1) foram menores que os encontrados por Ramos e Geraldo (2007) em *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* (3,4, 2,53 e 2,06 mg.kg<sup>-1</sup>, respectivamente); por Chowdhury *et al.* (2017); e por Qiu e Qiu (2017) em amostras de *R. stylosa* e *Sonneratia hainanensis* (2,4 e 34,41 mg.kg<sup>-1</sup>, respectivamente). O cobre é acumulativo e muito tóxico em altas concentrações. Além disso, possui baixa mobilidade em plantas, tendendo a permanecer na raiz (PENDIAS & PENDIAS, 2001; GUILHERME *et al.*, 2005; ATSDR, 2018).

Ozínco foi encontrado em todas as amostras, apresentando maiores concentrações nas FA do P1 (16,93 mg.kg<sup>-1</sup>) e nas FV dos pontos 2, 3 e 4 (10,57, 9,87 e 13,33 mg.kg<sup>-1</sup> respectivamente). Para as demais amostras, as concentrações de zinco variaram entre 6,62 e 9,33 mg.kg<sup>-1</sup>. Os valores encontrados foram menores nos estudos realizados por Ramos e Geraldo (2007), Souza *et al.* (2015) e Chowdhury *et al.* (2017). No geral, as maiores concentrações de zinco encontram-se nas proximidades do local de lançamento desse contaminante, pois ele tende

a se depositar no solo e nos sedimentos, apresentando maior fitotoxicidade principalmente em solos ácidos e lamacentos (PENDIAS & PENDIAS, 2001; LI *et al.*, 2011; ALEXANDRE *et al.*, 2012; ATSDR, 2018).

Conforme a Tabela 1, os níveis de Sr mais elevados foram obtidos nas FA, apresentando concentração mais alta no P4 (167,28 mg.kg<sup>-1</sup>). O Sr não é essencial às plantas, no entanto elas podem absorvê-lo erroneamente no lugar do cálcio (nutriente essencial); esse mecanismo permite que plantas sejam utilizadas na fitorremediação de ambientes contaminados por esse metal (PENDIAS & PENDIAS, 2001; GUEDES, 2006; ATSDR, 2018). Os níveis de bário nas amostras analisadas foram menores nas FV e mais elevados nas FA para cada ponto, apresentando concentração máxima de 17,24 mg.kg<sup>-1</sup> nas folhas com clorose colhidas no P4 e valores que variaram entre 3,20 e 11,22 mg.kg<sup>-1</sup> nas demais amostras (ATSDR, 2018).

A maior concentração de Cd foi obtida nas FV do P3 (36,42 mg.kg<sup>-1</sup>) e não foi encontrado cádmio nas FV do P2. Trabalhos anteriores que quantificaram Cd em amostras de mangue encontraram concentrações mais baixas que as obtidas neste estudo, com valores que oscilaram entre 0,006 e 0,010 mg.kg<sup>-1</sup> (SOUZA *et al.*, 2015; QIU & QIU, 2017). Chowdhury *et al.* (2017) encontraram concentração de 0,51 mg.kg<sup>-1</sup>. Ramos e Geraldo (2007) obtiveram valores médios de 0,520, 0,421 e 0,463 mg.kg<sup>-1</sup> em folhas de *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle*, respectivamente. Esse metal tem potencial para se acumular em organismos aquáticos e plantas. Valores mais baixos de pH favorecem a disponibilidade do Cd presente nos solos, o que permite que esse metal possa ser absorvido pelas plantas e pelos demais organismos com maior facilidade. Jiang *et al.* (2017) indicaram que a presença de polifenóis em *A. schaueriana* pode contribuir para reduzir a mobilidade do Cd, mantendo-o nas raízes das plantas (PENDIAS & PENDIAS, 2001; ATSDR, 2018).

Assim como Cd, as maiores concentrações de Pb foram obtidas nas FV do P3 (145,90 mg.kg<sup>-1</sup>). Todas as concentrações de Pb encontradas nas amostras de *Laguncularia* foram maiores que as obtidas por Souza *et al.* (2015), Qiu e Qiu (2017) e Chowdhury *et al.* (2017) em espécies diversas, podendo esse fato indicar que a *L. racemosa* é um bom acumulador de Pb ou ainda que os manguezais analisados com as demais espécies, nos trabalhos citados, estavam menos contaminados por esse metal que o estuário do Buranhém, em Porto



Seguro. O Pb pode ser liberado pelo uso de pesticidas que o contém e seu acúmulo pode gerar efeitos maléficos à saúde. Além disso, ele não é necessário para atender a funções biológicas conhecidas e apresenta toxicidade relativa mediana em plantas, sendo facilmente absorvido por suas folhas (PENDIAS & PENDIAS, 2001; GUILHERME *et al.*, 2005; ATSDR, 2018). As mais altas concentrações dos metais Fe, Sr, Mn, Ba, Cr e Ni foram encontradas nas FA do P4, enquanto no P3 foram registrados os níveis mais elevados de Pb, Cd e Cu e a concentração mais elevada de Zn foi encontrada no P1. As altas concentrações de metais obtidas indicam que a *L. racemosa* constitui um bioindicador de metais de potencial relevante no que diz respeito à qualidade do estuário estudado, podendo ainda ser utilizada na fitorremediação de ecossistemas de manguezal.

Observa-se, com base nos dados obtidos, quando comparado com a literatura, que os valores encontrados na espécie estudada indicam que a região avaliada se encontra com concentrações altas de metais, principalmente referente ao Pb, Cd, Cr e Cu.

Verifica-se que os valores encontrados para Pb (2,590 a 145,900 mg.Kg<sup>-1</sup>) e Cd (0,020 a 36,000 mg.Kg<sup>-1</sup>) demonstram contaminação da porção estuarina proveniente de ação antrópica, tomando como referência os valores 2,000 mg.Kg<sup>-1</sup> para Pb e 0,600 mg.Kg<sup>-1</sup> para Cd, que são adotados pela Cetesb (2015) em amostras foliares de plantas, com base no trabalho de Kabata-Pendias e

Pendias (2001), que avalia elementos traços em plantas e solos.

Na Tabela 2, estão os resultados referentes à correlação de Pearson (r) para os metais estudados em *L. racemosa*. Essa correlação aponta o nível de afinidade entre duas variáveis; no caso deste estudo, tem-se a correlação entre dois metais. O valor dessa correlação pode variar entre -1 e 1, tendo se adotado que valores de  $r \geq 0,7$  ou  $r \leq -0,7$  são considerados como correlações fortes positivas ou negativas, respectivamente (MIRANDA, 2008). De acordo com os dados da Tabela 2, pode-se notar que houve uma correlação positiva forte entre os metais Fe e Ba, Sr, Cr, Mn e Ni; Ba e Sr, Cr, Mn e Ni; Sr e Cr, Mn e Ni; Cd e Pb; Cr com Mn e Ni; Cu e Zn; Mn e Ni.

Não há muitos relatos sobre a inter-relação existente entre elementos químicos em plantas, o que pode ser justificado pela complexidade dos mecanismos metabólicos desses organismos. Pendias e Pendias (2001) abordam, com base em revisão da literatura, alguns mecanismos que ocorrem entre certos elementos químicos em plantas (principalmente culturas alimentares e forrageiras).

Os elementos Fe, Mn e Cr aparentam ser absorvidos e translocados de modos parecidos, além de apresentarem uma relação de alta estabilidade nos tecidos vegetais, justificando alta correlação positiva para esses elementos. A relação entre Fe e os elementos traço tóxicos Cd, Cu e Pb é majoritariamente de antagonis-

**Tabela 2 – Matriz de correlação de Pearson para os metais estudados nas amostras de *Laguncularia racemosa*.**

Metais	Fe	Ba	Sr	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Fe	1,0									
Ba	1,0	1,0								
Sr	0,9	0,9	1,0							
Cd	-0,2	-0,2	-0,4	1,0						
Cr	0,8	0,8	0,7	-0,1	1,0					
Cu	-0,3	-0,3	-0,4	0,4	-0,5	1,0				
Mn	0,9	0,9	0,9	-0,2	0,7	-0,2	1,0			
Ni	0,9	0,9	0,8	-0,1	0,9	-0,3	0,7	1,0		
Pb	-0,1	-0,1	-0,1	1,0	0,0	0,3	0,0	-0,1	1,0	
Zn	0,0	0,0	0,1	-0,2	-0,3	0,8	0,1	0,1	-0,2	1,0

mo, uma vez que esses últimos podem induzir a planta a absorver menos Fe, levando ao desenvolvimento de clorose. É possível observar que, para os metais Cd, Cu e Pb, o valor de  $r$  é negativo, indicando correlação forte negativa (PENDIAS & PENDIAS, 2001).

Cu e Zn possuem mecanismos de absorção parecidos, podendo assim um inibir a absorção do outro devido à competitividade na raiz da planta. As interações entre Cu e Cd, Cu e Mn e Cu e Ni são consideráveis, mas podem ser sinérgicas ou antagônicas. O Zn interage quimicamente com diversos elementos. Para Zn e Cd, há relatos tanto de antagonismo quanto de sinergismo, no entanto há relatos de que Zn reduz a absorção de Cd pelas raízes e folhas das plantas. Há relatos de interferência do Pb com Zn e Cd (PENDIAS & PENDIAS, 2001).

Nos demais casos, as relações podem ser sinérgicas e/ou antagônicas, o que vai depender da fisiologia de cada planta e do papel dos referidos metais em seu metabolismo. É necessário que estudos sejam realizados sobre cada caso específico, já que cada espécie de planta possui estratégias diversas para manutenção do seu equilíbrio (PENDIAS & PENDIAS, 2001; MADI; BOEGER; REISSMANN, 2015).

Pode-se observar também que os valores de  $r$  que descrevem as interações entre elementos que são majoritariamente de origem antrópica, como Pb e Cd, tendem a apresentar valores maiores, enquanto a relação entre um elemento comumente encontrado nos organismos vivos e outro com maior grau de toxicidade tende a apresentar valor de  $r$  menor (por exemplo, as inter-relações entre Sr-Cu, Sr-Cd, Sr-Pb).

## CONCLUSÕES

Ao avaliar as folhas verdes e amarelas de *L. racemosa*, foram verificadas altas concentrações dos metais Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Sr, Cd, Ba e Pb em alguns locais de amostragem, sendo preocupantes os níveis de alguns deles, como se pode notar nos resultados obtidos para o P3, cujas concentrações de Pb, Cd e Cu foram as maiores e mostraram grau consideravelmente mais elevado que para alguns dos outros pontos de análise.

Também se notou a tendência a maior acúmulo de alguns metais em FV e de outros em FA da vegetação estudada, havendo concentrações mais altas de Fe, Sr, Mn, Ba, Cr e Ni nas FA do P4 e níveis mais elevados de Pb, Cd e Cu nas FV do P3.

Deve-se atentar para os valores elevados de Cd e Pb, em especial, nas FV do P3, que apresentaram concentrações muito acima das encontradas em outros estudos citados neste artigo. Estudos posteriores servirão para corroborar ou não os resultados obtidos.

Os resultados apontam ainda para o elevado potencial da *Laguncularia racemosa* como um bioindicador de contaminação por metais, explicitando assim o quanto é necessário que mais estudos sejam realizados com essa e outras espécies de vegetação endêmica de mangue, de modo que se verifique, com maior profundidade, a qualidade do estuário estudado e também a melhor forma de aplicação dessas plantas na fitorremediação de ecossistemas de manguezal. Além disso, a análise das folhas da *Laguncularia racemosa* apresentou um indicativo de que o sistema estuarino do rio Bu-

ranhém esteja contaminado com metais tóxicos, como o cádmio e o chumbo.

As fontes de contaminação por metais são diversas, no entanto, no caso do estuário do Buranhém, destacam-se como prováveis causas dos altos teores de metais a presença de embarcações com revestimentos metálicos (como as balsas) e a aplicação constante de tintas anticorrosivas nesses transportes aquáticos, a contaminação por óleo combustível (diesel), o lançamento de efluentes líquidos, em especial o lançamento do esgoto doméstico coletado no município, através do emissário da estação de tratamento de efluentes no rio Buranhém com outorga concedida à empresa de saneamento estadual de até 5.117.942 m<sup>3</sup> anuais (ANA, 2018). Essa outorga foi concedida pela primeira vez em 2003 e foi renovada por mais 10 anos em 2010. Outra fonte de contaminação é o aterro sanitário de Porto Seguro, localizado também na bacia do rio Buranhém. A lagoa de estabilização de chorume está próxima ao rio e também pode estar contribuindo com a contaminação desse corpo hídrico.

As concentrações elevadas dos metais também são preocupantes do ponto de vista da cadeia alimentar, já que as folhas da *Laguncularia racemosa* são fonte de alimento para algumas espécies animais populares, como o caranguejo uçá e o guaiamum, que são pescadas e comercializadas na região, o que pode acarretar a biomagnificação desses metais (TAKAHASHI, 2008) e prejuízos ambientais e socioeconômicos, pois muitas famílias dependem da atividade pesqueira para sua subsistência.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). ANA. Disponível em: <[www.ana.gov.br](http://www.ana.gov.br)>. Acesso em: 23 maio 2018.
- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). *Toxic Substances Portal*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, 2018. Disponível em: <<https://www.atsdr.cdc.gov>>. Acesso em: 30 maio 2018.
- ALEXANDRE, J. R.; OLIVEIRA, M. L. F.; SANTOS, T. C. dos; CANTON, G. C.; CONCEIÇÃO, J. M. da; EUTRÓPIO, F. J.; CRUZ, Z. M. A.; DOBBS, L. B.; RAMOS, A. C. Zinco e ferro: de micronutrientes a contaminantes do solo. *Natureza Online*, v. 10, n. 1, p. 23-28, 2012.
- ALVARENGA, A. M. S. B. de; BOTOSSO, P. C.; SOFFIATTI, P. Stem growth and phenology of three subtropical mangrove tree species. *Brazilian Journal of Botany*, v. 40, n. 4, p. 907-914, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0397-9>
- ANALUDDIN, K.; SHARMA, S.; JAMILI; SEPTIANA, A.; SAHIDIN, I.; RIANSE, U.; NADAOKA, K. Heavy metal bioaccumulation in mangrove ecosystem at the coral triangle ecoregion, Southeast Sulawesi, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*, v. 125, n. 1-2, p. 472-480, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.065>
- ARAÚJO, D. F.; PERES, L. G. M.; YEPEZ, S.; MULHOLLAND, D. S.; MACHADO, W.; TONHÁ, M.; GARNIER, J. Assessing man-induced environmental changes in the Sepetiba Bay (Southeastern Brazil) with geochemical and satellite data. *Comptes Rendus Geoscience*, v. 349, n. 6-7, p. 290-298, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.007>
- ARRIBAVENE, H. P.; SOUZA IDA, C.; CÓ W. L.; CONTI, M. M.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ, C. R. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. *Chemosphere*, n. 127, p. 27-34, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.011>
- BAGLIANO, R. V. Principais organismos utilizados como bioindicadores relatados com uso de avaliadores de danos ambientais. *Revista Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 2, n. 1, p. 24-40, 2012.
- BILLAH, M. M.; KAMAL, A. H. M.; IDRIS, M. H.; ISMAIL, J. Mangrove Macroalgae as Biomonitors of Heavy Metal Contamination in a Tropical Estuary, Malaysia. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 228, n. 9, p. 347, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3500-8>
- BODIN, N.; N'GOM-KÂ, R.; KÂ, S.; THIAW, O. T.; TITO DE MORAIS, L.; LE LOC'H, F.; ROZUEL-CHARTIER, E.; AUGER, D.; CHIFFOLEAU, J. F. Assessment of trace metal contamination in mangrove ecosystems from Senegal, West Africa. *Chemosphere*, v. 90, n. 2, p. 150-157, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.019>
- BRASIL. *Portaria SAS/MS nº 1.324, de 25 de novembro de 2013 – Sobrecarga de ferro*. Brasil: SAS, MS, 2013.
- \_\_\_\_\_. *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*. Brasil, 2005. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf)>. Acesso em: 16 mar. 2018.
- CARNEIRO, R. M. A. *Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade*. 143f. Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) – Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2004.
- CHENG, W. H.; YAP, C. K. Potential human health risks from toxic metals via mangrove snail consumption and their ecological risk assessments in the habitat sediment from Peninsular Malaysia. *Chemosphere*, v. 135, p. 156-165, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.013>
- CHOWDHURY, R.; FAVAS, P. J. C.; JONATHAN, M. P.; VENKATACHALAM, P.; RAJA, P.; SARKAR, S. K. Bioremoval of trace metals from rhizosediment by mangrove plants in Indian Sundarban Wetland. *Marine Pollution Bulletin*, v. 124, n. 2, p. 1078-1088, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.047>

- CHOWDHURY, R.; FAVAS, P. J. C.; PRATAS, J.; JONATHAN, M. P.; GANESH, P. S.; SARKAR, S. K. Accumulation of Trace Metals by Mangrove Plants in Indian Sundarban Wetland: Prospects for Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, v. 17, n. 9, p. 885-894, 2015. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.981244>
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). *Biomonitoramento da vegetação na região de Cubatão: fluoreto, cádmio, chumbo, mercúrio e níquel 2012-2013*. São Paulo: CETESB, 2015.
- DAI, M.; LU, H.; LIU, W.; JIA, H.; HONG, H.; LIU, J.; YAN, C. Phosphorus mediation of cadmium stress in two mangrove seedlings *Avicennia marina* and *Kandelia obovata* differing in cadmium accumulation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 139, p. 272-279, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.017>
- DOBBSS, L. B.; BARROSO, A. L. P.; RAMOS, A. C.; TORRICO, K. S. N.; ARÇARI, F. S. S.; ZANDONADI, D. B. Bioactivity of mangrove humic materials on *Rizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* seedlings, Brazil. *African Journal of Biotechnology*, v. 15, n. 23, p. 1168-1176, 2016. <https://doi.org/10.5897/AJB2015.15113>
- DUARTE, L. F. de A.; de SOUZA, C. A.; PEREIRA, C. D. S.; PINHEIRO, M. A. A. Metal toxicity assessment by sentinel species of mangroves: In situ case study integrating chemical and biomarkers analyses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 145, p. 367-376, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.051>
- FERNANDO, E. S.; QUIMADO, M. O.; DORONILA, A. I. *Rinorea niccolifera* (Violaceae), a new, nickel-Hyperaccumulating species from Luzon Island, Philippines. *Phyto Keys*, n. 37, p. 1-13, 2014. <https://doi.org/10.3897/phytokeys.37.7136>
- GARCIA, J. dos S.; DALMOLIN, A. C.; FRANÇA, M. G. C.; MANGABEIRA, P. A. O. Different salt concentrations induce alterations both in photosynthetic parameters and salt gland activity in leaves of the mangrove *Avicennia schaueriana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 141, p. 70-74, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.016>
- GONÇALVES, M. V. P. *Análise de plantas de mangue como bioindicadoras da qualidade ambiental nas ilhas de Tinharé e Bioipeba, município de Cairu, Bahia, Brasil*. 144f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Ambiental) – Universidade Católica do Salvador, Salvador, 2010.
- GONÇALVES, R. S. L.; FREIRE, G. S. S.; NASCIMENTO NETO, V. A. do. Determinação das concentrações de cádmio, cobre, cromo e zinco, na ostra *Crassostrea rhizophorae* dos estuários dos rios Cocó e Ceará. *Revista de Geologia*, v. 20, n. 1, p. 57-63, 2007.
- GUEDES, I. M. R. *Solos contaminados e plantas*. 2006. Disponível em: <<http://scienceblogs.com.br/geofagos/2006/10/solos-contaminados-e-plantas/>>. Acesso em: 2 mar. 2018.
- GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J. G.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos em Ciência do Solo*, Minas Gerais, p. 345-390, 2005. <https://doi.org/10.13140/2.1.4821.1524>
- INSTITUTO DE CONTROLE DO ESPAÇO AÉREO (ICEA). *Relatório de precipitação*. 2017. Disponível em: <[clima.icea.gov.br/clima/RelPreciptQtd\\_MesesSeguidos.php](http://clima.icea.gov.br/clima/RelPreciptQtd_MesesSeguidos.php)>. Acesso em: 20 mar. 2018.
- JIANG, S.; WENG, B.; LIU, T.; SU, Y.; LIU, J.; LU, H.; YAN, C. Response of phenolic metabolism to cadmium and phenanthrene and its influence on pollutant translocations in the mangrove plant *Aegiceras corniculatum* (L.) Blanco (Ac). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 141, p. 290-297, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.041>
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. *Trace elements in soil and plants*. 3. ed. Boca Raton: CRC Press, 2001.
- KAEWUBTIM, P.; MEEINKUIRT, W.; SEEPOM, S.; PICHTEL, J. Heavy metal phytoremediation potential of plant species in a mangrove ecosystem in Pattani Bay, Thailand. *Applied Ecology and Environmental Research*, v. 14, n. 1, p. 367-382, 2016. [http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1401\\_367382](http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1401_367382)



- KULKARNI, R.; DEOBAGKAR, D.; ZINJARDE, S. Metals in mangrove ecosystems and associated biota: A global perspective. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 153, p. 215-228, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.02.021>
- LI, T., DI, Z.; ISLAM, E.; JIANG, H.; YANG, X. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. *Journal of Hazardous Materials*, v. 185, n. 2-3, p. 818-823, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.093>
- LIMA, L. *Áreas úmidas são essenciais para a biodiversidade*. Brasília: ICMBIO, 2015.
- LIMA, V. F.; MERÇON, F. Metais pesados no ensino de química. *Química Nova na Escola*, v. 33, n. 4, 2011.
- MADI, A. P. L. M.; BOEGER, M. R. T.; REISSMANN, C. B. Composição química do solo e das folhas e eficiência do uso de nutrientes por espécies de manguezal. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, n. 5, p. 433-438, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n5p433-438>
- MANURUNG, J.; SIREGAR, I. Z.; KUSMANA, C.; DWIYANTI, F. G. Genetic variation of the mangrove species *Avicennia marina* in heavy metal polluted estuaries of Cilegon Industrial Area, Indonesia. *Biodiversitas*, v. 18, n. 3, p. 1109-1115, 2017. <http://dx.doi.org/10.13057/biodiv/d180331>
- MARANHO, L. A.; ANDRÉ, C.; DELVALLS, T. A.; GAGNÉ, F.; MARTÍN-DÍAZ, M. L. *In situ* evaluation of wastewater discharges and the bioavailability of contaminants to marine biota. *Science of the Total Environment*, São Paulo, v. 538, p. 876-887, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.135>
- MARCHAND, C.; FERNANDEZ, J.-M.; MORETON, B. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia). *Science of the Total Environment*, n. 562, p. 216-227, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.206>
- MILAZZO, A. D. D. *Biodisponibilidade e bioconcentração de metais em ecossistema manguezal do estuário do Rio São Paulo, Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil*. 83f. Dissertação (Mestrado em Geoquímica) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.
- MIRANDA, M. L. de. *Correlação e regressão em curso de engenharia: uma abordagem com foco na leitura e interpretação de dados*. 159f. Dissertação (Mestrado em Ensino de Matemática) – Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- MOREIRA, I. T. A.; OLIVEIRA, O. M. C.; AZWELL, T.; QUEIROZ, A. F. S.; NANO, R. M. W.; SOUZA, E. S.; ANJOS, J. A. S. A.; ASSUNÇÃO, R. V.; GUIMARÃES, L. M. Strategies of Bioremediation for the Degradation of Petroleum Hydrocarbons in the Presence of Metals in Mangrove Simulated. *CSAWAC*, v. 44, n. 6, p. 631-637, 2016. <https://doi.org/10.1002/clen.201300939>
- NAIDOO, G. The mangroves of South Africa: An ecophysiological review. *South African Journal of Botany*, v. 107, p. 101-113, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2016.04.014>
- NAIDOO, G.; HIRALAL, T.; NAIDOO, Y. Ecophysiological responses of the mangrove *Avicennia marina* to trace metal contamination. *Flora*, v. 209, n. 1, p. 63-72, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016%2Fj.flora.2013.10.003>
- NANNI, H. C.; NANNI, S. M. Preservação dos manguezais e seus reflexos. In: SIMPÓSIO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 7., 2005. *Anais...* São Paulo, 2005.
- NASCIMENTO, L. D. *Avaliação espacial e temporal das concentrações de metais potencialmente disponíveis nos sedimentos de fundo do sistema estuarino do Rio Cachoeira, Ilhéus-BA*. 71f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2015.
- NGUYEN, K. L.; NGUYEN, H. A.; RICHTER, O.; PHAM, M. T.; NGUYEN, V. P. Ecophysiological responses of young mangrove species *Rhizophora apiculata* (Blume) to different chromium contaminated environments. *Science of the Total Environment*, v. 574, p. 369-380, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.063>

- OLIVEIRA, F. S.; KLEIN, S. de O. T. Manguezais. In: RIBEIRO, N. M. (Org.). *Coleção cartilhas 2015*. Salvador: Projeto Baía de Todos os Santos (BTS), 2015. 19 p.
- ORTEGA, P.; CUSTÓDIO, M. R.; ZANOTTO, F. P. Characterization of cadmium transport in hepatopancreatic cells of a mangrove crab *Ucides cordatus*: The role of calcium. *Aquatic Toxicology*, v. 188, p. 92-99, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.04.012>
- ORTEGA, P.; VITORINO, H. A.; MOREIRA, R. G.; PINHEIRO, M. A.; ALMEIDA, A. A.; CUSTÓDIO, M. R.; ZANOTTO, F. P. Physiological differences in the crab *Ucides cordatus* from two populations inhabiting mangroves with different levels of cadmium contamination. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 36, n. 2, p. 361-371, 2017. <https://doi.org/10.1002/etc.3537>
- PALLIYATH, S.; AM, S.; PUTHUR, J. T. Heavy metal detoxification mechanisms in halophytes: an overview. *Wetlands Ecology and Management*, v. 25, p. 129-148, 2017. <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-016-9513-z>
- PEDROSO, A. N. V. *Poluentes atmosféricos e plantas bioindicadoras*. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007.
- PENDIAS, A. K.; PENDIAS, H. *Trace elements in soils and plants*. Boca Raton / Londres / Nova York / Washington, D.C.: CRC Press, 2001.
- PRATES, A. P. L.; GONÇALVES, M. A.; ROSA, M. R. *Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012.
- QIU, Y. W.; QIU, H. L. Comparison of metals levels in two mangrove species (*Rhizophora stylosa* and *Sonneratia hainanensis*) from Hainan Island, South China. In: IOP CONFERENCE SERIES: EARTH AND ENVIRONMENTAL SCIENCE, 2017. *Anais...*, n. 52, p. 1-8, 2017.
- QUARESMA, L. F. *Minério de ferro*. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2009.
- RAMOS, M. G. M.; GERALDO, L. P. Avaliação das espécies de plantas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle* como bioindicadoras de poluição por metais pesados em ambientes de mangues. *Revista de Engenharia Sanitária Ambiental*, São Paulo, v. 12, n. 4, p. 440-445, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000400011>
- RICKLEFS, R. E. *A economia da natureza*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.
- ROCHA, A. C. *Estudos ecofisiológicos em arboreas do manguezal do rio Mucuri-BA*. 86f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.
- RUMISHA, C.; LEERMAKERS, M.; MDEGELA, R. H.; KOCHZIUS, M.; ELSKENS, M. Bioaccumulation and public health implications of trace metals in edible tissues of the crustaceans *Scylla serrata* and *Penaeus monodon* from the Tanzanian coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 10, p. 529, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6248-0>
- SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Decline of mangroves – A threat of heavy metal poisoning in Asia. *Ocean & Coastal Management*, v. 102, part A, p. 161-168, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.09.025>
- SANDILYAN, S.; KATHIRESAN, K. Mangroves as bioshield: An undisputable fact. *Ocean & Coastal Management*, v. 103, p. 94-96, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.011>
- SANTOS, M. B. dos; MONTEIRO NETO, I. E.; de SOUZA MELO, S. R. C.; AMADO, E. M. Hemolymph and gill carbonic anhydrase are more sensitive to aquatic contamination than mantle carbonic anhydrase in the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part. C*, v. 201, p. 19-25, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.08.008>
- SANTOS, N. C. P. dos; MOREIRA, I. T. A.; FRANCO, E. D. S.; LIMA, J. V.; SANTOS, M. B. P. dos. *Avicennia schaueriana* (mangue preto) na fitorremediação de sedimentos de manguezal contaminados por petróleo. In: CONGRESSO BAIANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 4., 2016. *Anais...* Cruz das Almas, 2016.

SARKAR, S. K.; CABRAL, H.; CHATTERJEE, M.; CARDOSO, I.; BHATTACHARYA, A. K.; SATPATHY, K. K.; ALAM, M. A. Biomonitoring of Heavy Metals Using the Bivalve Molluscs in Sundarban Mangrove Wetland, Northeast Coast of Bay of Bengal (India): Possible Risks to Human Health. *Clean*, v. 36, n. 2, p. 187-194, 2008. <https://doi.org/10.1002/clen.200700027>

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMADS). Manguezais: educar para proteger. In: ALVES, Jorge Rogério Pereira (Org.). *Projeto PLANÁGUA SEMADS / GTZ de Cooperação Técnica Brasil – Alemanha*. Rio de Janeiro: SEMADS, 2001. 96 p.

SOUZA, C. A.; DUARTE, L. F. A.; JOÃO, M. C. A.; PINHEIRO, M. A. A. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica. In: PINHEIRO, M. A. A.; TALAMONI, A. C. B. (Orgs.). *Educação Ambiental sobre Manguezais*. São Vicente: Unesp, 2018. p. 16-56.

SOUZA, I. da; BONOMO, M. M.; MOROZESK, M.; ROCHA, L. D.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: integrating chemical and biological data by chemometrics. *Ecotoxicology*, v. 23, n. 3, p. 335-348, 2014a. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1191-0>

SOUZA, I. da C.; MOROZESK, M.; DUARTE, I. D.; BONOMO, M. M.; ROCHA, L. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Matching pollution with adaptive changes in mangrove plants by multivariate statistics. A case study, *Rhizophora mangle* from four neotropical mangroves in Brazil. *Chemosphere*, v. 108, p. 115-124, 2014b. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.066>

SOUZA, I. da C.; ROCHA, L. D.; MOROZESK, M.; BONOMO, M. M.; ARRIVABENE, H. P.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; MONFERRÁN, M. V.; MAZIK, K.; ELLIOTT, M.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Changes in bioaccumulation and translocation patterns between root and leaves of *Avicennia schaueriana* as adaptive response to different levels of metals in mangrove system. *Marine Pollution Bulletin*, v. 94, n. 1-2, p. 176-184, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.032>

TAKAHASHI, M. A. *Conhecimentos locais e a cadeia produtiva do goiámu (Cardisoma guanhumi, Latreille, 1825) no litoral paraibano*. 76f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa, 2008.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy Metals Toxicity and the Environment. *National Institutes of Health*, v. 101, p. 133-164, 2012. [https://dx.doi.org/10.1007%2F978-3-7643-8340-4\\_6](https://dx.doi.org/10.1007%2F978-3-7643-8340-4_6)

USMAN, A. R. A.; ALKREDA, R. S.; AL-WABEL, M. I. Heavy metal contamination in sediments and mangroves from the coast of Red Sea: *Avicennia marina* as potential metal bioaccumulator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 97, p. 263-270, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.009>

WU, H.; LIU, J.; BI, X.; LIN, G.; FENG, C. C.; LI, Z.; QI, F.; ZHENG, T.; XIE, L. Trace metals in sediments and benthic animals from aquaculture ponds near a mangrove wetland in Southern China. *Marine Pollution Bulletin*, v. 117, n. 1-2, p. 486-491, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.026>

WU, Q.; LEUNG, J. Y. S.; TAM, N. F. Y.; PENG, Y.; GUO, P.; ZHOU, S.; LI, Q.; GENG, X.; MIAO, S. Contamination and distribution of heavy metals, polybrominated diphenyl ethers and alternative halogenated flame-retardants in a pristine mangrove. *Marine Pollution Bulletin*, v. 103, n. 1-2, p. 344-348, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.036>

ZHANG, L.; SHI, Z.; JIANG, Z.; ZHANG, J.; WANG, F.; HUANG, X. H. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in marine organisms in east and west Guangdong coastal regions, South China. *Marine Pollution Bulletin*, São Paulo, v. 101, n. 2, p. 930-937, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.041>

