Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região Marinha e Costeira Adjacente

Material Suplementar Ambiente Costeiro

Tema: Manguezal

RT- 55/OUT 26

RA2026 PMBA/FEST-UFES

Vitória,

Outubro de 2026

EQUIPE TÉCNICA

Mônica Maria Pereira Tognella (Coordenadora)

Antelmo Ralph Falqueto

Andreia Barcelos Passos Lima Gontijo

Edilson Romais Schmildt

Marcelo Barcellos da Rosa

Helia del Carmen Farias Espinoza

Brunna Rocha Martins

Dielle Meire de Santana Lopes

Eduardo Almeida Filho

Karen Otoni de Oliveira Lima

Laiane de Jesus de Souza Lima

Laís Altoé Porto

Railson Figueiredo dos Santos

Samira Leite

Sávia Soares Pascoalini

Ully Depolo Barcelos

Verônica D'Addazio Pinheiro

Ana Flávia de Moraes Bastos

Guilherme Favero

Maryah Mirandola da Paixão Aguiar Lima

Raquel Lemos Lopes

SUMÁRIO

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL 4

2 METODOLOGIA 4

2.1 COLETA 5

2.1.1 Estrutura e Funcionamento da flora do rio Doce e dos Manguezais de Aracruz (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), Barra Nova (Rio Mariricu) e Conceição da Barra (Rio São Mateus) 5

2.1.2 Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos 6

2.1.3 Diagnóstico de contaminação da vegetação do manguezal por metais nas áreas de estudo 8

2.2 ANÁLISE 8

2.2.1 Estrutura e Funcionamento da Flora do rio Doce e dos Manguezais de Aracruz (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), Barra Nova (Rio Mariricu) e Conceição da Barra (Rio São Mateus) 8

2.2.2 Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos 13

2.2.3 Diagnóstico de contaminação da vegetação do manguezal por metais nas áreas de estudo 18

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS 20

2.4 ALTERAÇÕES NA MALHA, FREQUÊNCIA AMOSTRAL E ESCOPO REALIZADOS EM OUTUBRO DE 2024: CONSEQUÊNCIAS PARA AS ANÁLISES DA SÉRIE HISTÓRICA DE INDICADORES 22

3 RESULTADOS DOS INDICADORES 22

3.1 SEDIMENTOS 23

3.2 FLORA 42

3.3 DECAPODA 141

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO 174

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS 181

6 REFERÊNCIAS 182

1 HISTÓRICO DE MALHA E FREQUÊNCIA AMOSTRAL

A malha e frequência amostrais do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da Área Ambiental I (PMBA/Fest-UFES) passaram por modificações ao longo do tempo, visando seu aperfeiçoamento para atendimento aos objetivos do Programa. Estas alterações foram orientadas pela Câmara Técnica da Biodiversidade (CTBio) e aprovadas pelo Comitê Interfederativo (CIF), por meio de: (1) Ofício SEI nº 1/2020-CTBio/DIBIO/ICMBio, de outubro de 2019 (para o período de transição), (2) Proposta Técnica de continuidade do monitoramento, apresentadas e aprovadas em 2022, visando o "Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES" e (3) Ofício SEI Nº 32/2024/CTBio/DIBIO/ICMBio, Nota Técnica nº 1/2024-CTBio/DIBIO/ICMBio e Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024.

As modificações implementadas encontram-se nos seguintes Materiais Suplementares, os quais contemplam todo o período de execução do PMBA/Fest-UFES: 1) MS – Malha amostral, que apresentam as estações amostrais executadas ao longo do tempo por todos os Anexos/Temas, separados por cada marco temporal histórico mencionado acima ("Ano 1", "Transição", "Novo Ciclo" e "Deliberação 803"); 2) Frequência amostral, o qual contempla o histórico da periodicidade amostral (seguindo os mesmos Anexos/Temas contemplados no item 1) e 3) MS – Mapas históricos das malhas amostrais, que apresenta os mapas das malhas amostrais (incluindo as estações) executadas por todos os Anexos/Temas.

Segue o detalhamento temporal, como forma de esclarecer a execução dentro dos marcos históricos: "Ano 1" (setembro de 2018 e setembro de 2019); "Transição" (outubro de 2019 e julho de 2022); "Novo Ciclo" (agosto de 2022 a setembro de 2024) e "Deliberação 803" (outubro de 2024 a março de 2026). O grupo da Ecotoxicologia é uma exceção a esta historicidade, pois iniciou a amostragem referente ao "Novo Ciclo" em janeiro de 2023 e segue com a "Deliberação 803", na periodicidade já informada.

2 METODOLOGIA

A metodologia apresentada contempla o escopo em vigência no momento de entrega deste relatório, ou seja, as amostragens e análises previstas para o Novo Ciclo do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA/Fest-UFES submetidas à Fundação Renova através do FORMULÁRIO DE APRESENTAÇÃO DE PLANO DE TRABALHO em agosto de 2022 (e dezembro de 2022 para o Tema Ecotoxicologia) e na Deliberação CIF nº 803, de 08 de agosto de 2024. Após a descrição da metodologia implementada, será apresentado um breve descritivo sobre as modificações metodológicas (parâmetros, análise de parâmetros ou grupo de parâmetros, dentre outros) que ocorreram ao longo da evolução do PMBA/Fest-UFES a fim de determinar os indicadores.

2.1 COLETA

As coletas são realizadas nas seguintes áreas amostrais: Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e rio Doce (RD). Em cada estuário, foram definidos três pontos de coleta ao longo do rio, seguindo um gradiente de influência marinha:

Ponto 01 – próximo à foz, com maior influência marinha;

Ponto 02 – porção intermediária;

Ponto 03 –a montante, com menor influência marinha.

Nos estuários Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e São Mateus, as parcelas foram implementadas em ambas as margens do rio. Já em Barra Nova, as coletas ocorrem apenas em uma margem, devido à estrutura das florestas de mangue. Os seguintes indicadores são coletados em todos os pontos: flora, decapoda, sedimento e biorremediação. Além disso, em Piraquê-Açu e São Mateus, um ponto extra foi incluído a montante do rio, fora da área de ocorrência de manguezais. Esse ponto foi necessário para comparar os parâmetros dos indicadores flora, sedimento e biorremediação em uma área com a presença da espécie *Taliparitipernambucense*, que coloniza áreas com baixa salinidade, com as áreas na foz do rio Doce.

O indicador decapoda contempla o monitoramento de *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi*. Foram adicionados pontos específicos para acompanhar a ocorrência de *C. guanhumi*, espécie que ocupa a margem superior dos manguezais e o supralitoral adjacente, sem sobreposição de habitat com *U. cordatus*. A malha amostral detalhada está descrita no item 1.0

2.1.1 Estrutura e Funcionamento da flora do rio Doce e dos Manguezais de Aracruz (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), Barra Nova (Rio Mariricu) e Conceição da Barra (Rio São Mateus)

A estrutura da vegetação foi coletada seguindo a metodologia proposta por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986). Em campo, todos os indivíduos que compõe a parcela foram lacrados e identificados em termos de espécie. Dados sobre a altura (m) individual, diâmetro (cm) dos troncos à altura do peito (DAP) e números de troncos por indivíduo foram obtidos em campo. A partir da análise destes parâmetros é possível determinar o desenvolvimento estrutural calculando os seguintes parâmetros por estação: densidade de troncos, altura média do dossel, altura do dossel com base nos três indivíduos mais altos, DAP médio da floresta, área basal individual e total, dominância de espécies, relação tronco/indivíduo.

A coleta de folhas teve três finalidades principais: (i) análise de metais; (ii) atividade antirradicalar; e (iii) análise e quantificação dos pigmentos. Foram amostradas as espécies vegetais: *Laguncularia racemosa* (Lg), *R hizophora mangle* (Rh) e *Taliparitipernambucense* (Tp), de acordo com sua ocorrência e distribuição nos manguezais de cinco ambientes: Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM), no estado do Espírito Santo. O monitoramento é realizado em bosques do tipo franja e bacia nas margens esquerda e direita dos estuários. O período de monitoramento ocorre desde janeiro de 2019 com as coletas analisadas até fevereiro 2026.

A amostragem de folhas para análise de metais e da atividade antirradicalar seguiu o seguinte protocolo: coleta realizada manualmente; obtenção de 20 folhas maduras completamente expandidas de cada indivíduo amostrando cerca de cinco plantas por área amostral (parcela) para obtenção de amostras compostas contendo aproximadamente 40 g. Para a análise de pigmentos, cinco folhas foram coletadas por indivíduo, sob as mesmas características morfológicas. Após a coleta, as folhas foram acondicionadas em sacos de papel identificados de acordo com cada estação amostral. As amostras de metais e atividade antirradicalar foram secas em estufa de circulação forçada a 65º C até peso constante. Em seguida, as folhas foram moídas em moinho tipo Wiley (Marca Tecnal; modelo TE650/1) com peneiras de malha 20 e enviadas em amostras separadas para a análise química de macro e micronutrientes e para atividade antirradicalar. As amostras de pigmentos foram armazenadas em gelo até a chegada ao Laboratório de Ecologia de Manguezal. Todo o material foi imediatamente armazenado em freezer à -30º C até o momento da extração.

Para as medições da produtividade primária (fluorescência da clorofila *a* e assimilação de CO_2), definiu-se o protocolo de amostragem sendo a aquisição dos dados em seis folhas (réplicas) consideradas jovens e completamente expandidas, sem indícios de senescência. Para atender a este padrão, foram amostradas as folhas do segundo par a partir do ápice para a base do ramo. A amostragem ocorreu em cinco indivíduos jovens (amostras) de *Rhizophora mangle* com até dois metros de altura. Quando essa espécie estava ausência na parcela, foi selecionada aquela dominante (*Laguncularia racemosa* ou *Avicennia schaueriana* ou *Taliparíti pernambucense*), seguindo o mesmo padrão de amostragem (Quadro 1). A aquisição dos dados de produtividade primário foi realizada sempre pela manhã, no mesmo intervalo de tempo (entre 7 e 12 horas) em todas as parcelas.

Quadro 1: Espécies amostradas nas análises fotossintéticas por área/estação ao longo do PMBA/Fest-UFES.

Área	Estações	Espécie
Piraquê-Açu	PA1FD, PA1BD1, PA2FD, PA2BD, PA3FD, PA3BD, PA1FE, PA1BE, PA2FE, PA2BE, PA3FE, PA3BE	*R. mangle*
Piraquê-Açu	PA4E	*T. pernambucense*
Piraquê-Mirim	Todas	*R. mangle*
rio Doce	RD1, RD2, RD3	*T. pernambucense*
Barra Nova	BN1FE, BN1BE, BN2FD, BN2BD, BN3BD	*R. mangle*
Barra Nova	BN3FD	*L. racemosa*
São Mateus	SM1FD, SM1BD, SM2FD, SM1FE, SM1BE, SM2FE, SM2BE, SM3FE, SM3BE	*R. mangle*
São Mateus	SM3FE, SM3BE	*L. racemosa*
São Mateus	SM4E	*T. pernambucense*

2.1.2 Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos

Em cada área de estudo, parcelas fixas, denominadas estações de coleta e com aproximadamente 75 m², foram delimitadas ao longo do gradiente estuarino: estuário inferior (Setor 1), médio (Setor 2) e superior (Setor 3) para avaliação da densidade e da estrutura populacional de *U. cordatus* e *C.*

guanhumi. Em cada setor, as estações foram demarcadas próximas às margens direita e esquerda dos canais mais representativos do estuário e lacres plásticos numerados inseridos nos seus extremos. As mesmas foram georreferenciadas utilizando o GPS Trimble Juno AS, fotografadas e monitoradas de acordo com a etapa metodológica descrita abaixo. Para *U. cordatus*, em cada margem, estações foram demarcadas em um bosque de manguezal de franja e em outro de bacia. O número de estações variou em função dos estuários e das espécies. A diferença no número de estações entre as espécies justifica-se pela condição natural de distribuição de *C. guanhumi* na faixa supratidal e pelo fato da espécie estar ameaçada de extinção por perda de habitat e sobreexplotação, dificultando a demarcação de estações amostrais nos estuários monitorados no norte do Espírito Santo. Além da baixa densidade populacional desta espécie, a dificuldade de encontrar áreas com habitat propício que sejam contínuas e extensas também limitou o desenho amostral. Isso se deve ao habitat naturalmente fragmentado, agravado pela supressão de vegetação, bem como pelo fato da faixa de planície sujeita à inundação pelas marés de sizígia mais extremas (necessária para o recrutamento da espécie) ser relativamente estreita.

Em cada estação de coleta, pelo menos 3 parcelas de 5 x 5 metros foram demarcadas e as seguintes atividades realizadas: contagem das galerias diferenciando-as em abertas, fechadas (indicativo de ecdise) e vazias, identificadas pela ausência de atividades biogênicas (marcas de rastros, dejetos ou movimentação de substrato), para estimativa da densidade de indivíduos (indivíduos/m^2); e medição (mm) do diâmetro (menor e maior) da abertura de cada galeria, uma vez que estas são elípticas, para auxiliar na avaliação da estrutura populacional. As medições dos diâmetros das galerias foram realizadas com o auxílio de paquímetro de aço (marca Digimess), com precisão de aproximadamente 0,03 mm, adaptado pela soldagem de prolongamentos em forma de espátula de 10,5 cm de comprimento, 2 cm de largura e 3 a 4 mm de espessura, com base no método descrito por Schmidt *et al.* (2008). A contagem das galerias permitiu a estimativa da densidade populacional uma vez que cada galeria, aberta ou fechada, é habitada por um indivíduo (SCHMIDT, 2006).

Armadilhas do tipo ratoeiras foram posicionadas aleatoriamente na entrada das galerias para a captura de *C. guanhumi.* Cada exemplar teve o sexo identificado por dimorfismo sexual externo (formato do abdômen) (MELO, 1996) e a condição de vida anotados para determinação da razão sexual e para avaliação do período de reprodução. Esses exemplares foram coletados por catadores profissionais e tiveram comprimento e largura aferidos por meio de paquímetro digital (sem adaptação) da marca Digimess, com precisão de aproximadamente 0,03 mm, posicionado sobre a superfície dorsal da carapaça. Os indivíduos foram liberados no próprio local de captura logo após as medições. A técnica empregada nesta etapa foi a de captura e soltura. Durante as expedições, exemplares aleatórios de *U. cordatus* foram capturados por catadores profissionais por meio da coleta manual, técnica conhecida como braceamento e recomendada pelos órgãos ambientais. A identificação do sexo e a medição do cefalotórax de cada indivíduo foram realizadas, e o indivíduo liberado no próprio local de captura, logo após as medições.

Durante o período reprodutivo, entre 2019 e 2026, dez fêmeas ovígeras de *U. cordatus* foram coletadas nos estuários dos rios Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Mariricu e São Mateus e de *C. guanhumi* apenas na foz do rio Doce por se tratar de uma espécie ameaçada de extinção. Os exemplares foram

transportados em sacos de estopa até o laboratório de Ecologia do Ecossistema Manguezal, localizado na Universidade Federal do Espírito Santo – Campus São Mateus para posteriores análises e tombamento das espécies no acervo do projeto.

As fêmeas ovígeras foram cuidadosamente lavadas para retirada do excesso de sedimento e, em seguida, crioanestesiadas (MELO, 1996) para posteriormente as medições biométricas (comprimento e largura do cefalotórax) serem realizadas. Os indivíduos com a massa ovígera foram pesados em balança (modelo AL500C da marca Marte) com precisão de 0,001 g. Posteriormente, a raspagem da massa ovígera presa nos pleópodes foi realizada e as seguintes informações obtidas: (1) peso total (g); (2) peso da subamostra (g); e (3) contagem de ovos, por unidade, da massa ovígera de cada fêmea. O seguinte procedimento foi executado para estimar o número de ovos por fêmea: uma subamostra de aproximadamente 2,5 g/ml de massa ovígera foi retirada para cada indivíduo. Para a separação total dos ovos presos aos filamentos, foi utilizada solução de hipoclorito de sódio (NAClO) 5% em 100 ml de água destilada e agitada por 5 minutos. Após esse procedimento, o material foi lavado com água destilada. Após essa etapa, ocorreu a retirada do excesso de água da subamostra com auxílio de Pipeta Pasteur, em seguida a subamostra foi pesada e colocada em placa de Petri para os ovos serem fotografados com câmera digital (modelo LEICA EZ câmera 2.6.0) acoplada ao estereoscópico óptico (marca Nikon, modelo Leica M80). O programa responsável por determinar a escala fotográfica das imagens foi LAS EZ 3.0.0, instalado em computador e ligado ao estereoscópico óptico. O número de ovos em cada imagem digital adquirida foi contabilizado através do programa Paint (Microsoft©) ou CountThings. Posteriormente, extrapolado para determinar o número total de ovos por fêmea, de acordo com o volume total de ovos avaliado por indivíduo. Todo material analisado foi preservado em álcool 70%.

2.1.3 Diagnóstico de contaminação da vegetação do manguezal por metais nas áreas de estudo

Sedimentos - As amostras de sedimentos foram coletadas nas parcelas de franja e de bacia inseridas nos estuários monitorados. Estas parcelas correspondem as áreas de coletas de flora e fauna, supracitadas nos itens 2.1.1 e 2.1.2. Ao longo de cada parcela, 6 subamostras de sedimento foram coletadas até a profundidade de 5 centímetros por meio de coletores constituídos por um tubo de PVC. A fim de compor a amostra composta representativa da área, as subamostras foram homogeneizadas e acondicionadas em sacos plásticos previamente identificados com o nome da parcela e inseridas em caixa térmica com gelo até posterior armazenamento em freezer em laboratório.

2.2 ANÁLISE

2.2.1 Estrutura e Funcionamento da Flora do rio Doce e dos Manguezais de Aracruz (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), Barra Nova (Rio Mariricu) e Conceição da Barra (Rio São Mateus)

Para a avaliação dos indicadores Flora e Biorremediação foram realizadas análises envolvendo diferentes parâmetros ecológicos. As etapas contemplaram: (i) quantificação da biomassa e estrutura da vegetação; (ii) determinação de metais foliares; (iii) avaliação da atividade antirradicalar; (iv) análise

de pigmentos fotossintéticos; (v) medições de fluorescência da clorofila *a*; (vi) assimilação de carbono; (vii) análises estatísticas integradas e, (viii) mapeamento.

Metais foliares

Para a análise foliar foram considerados os seguintes nutrientes: ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobre (Cu). Os elementos foram analisados após mineralização pela digestão nítricoperclórica e foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica (BLANCHAR *et al.*, 1965). Além destes, o metal tóxico chumbo (Pb) foi quantificado de acordo com Malavolta *et al.* (1997). A concentração de metais foliares permite avaliar o estado nutricional das plantas diante as variações ambientais como também o potencial de bioacumulação quanto a exposição direta das espécies à contaminação.

Atividade antirradicalar

As amostras de folhas secas e moídas foram pesadas (± 0,5000 ou ± 1,0000 g cada) em balança analítica (BIOPRECISA, modelo Fa2104n, acurácia de 4 casas decimais) utilizando papel de pesagem e transferidas individualmente para tubos Falcon de 15 mL, previamente identificados. Após, foram adicionados 5 mL de metanol (HPLC PAI-ACS, marca Panreac) em cada tubo Falcon utilizando pipeta automática (NAVELAB). Os tubos Falcon foram fechados e colocados em banho ultrassônico (SANDERS, modelo Soniclean 2) a 40 KHz por 160 minutos para extração. A cada 40 minutos, os tubos Falcon eram retirados do banho e agitados durante 30 segundos em um agitador de tubos. Em seguida, os tubos Falcon foram colocados em uma centrífuga de bancada (NOVA INSTRUMENTS, modelo NI1811-A) e centrifugados a 3400 rpm durante 20 minutos. O extrato sobrenadante dos tubos Falcon centrifugados foram transferidos para tubos de ensaio de 15 mL previamente identificados e de massa conhecida. A seguir, os tubos de ensaio foram postos em estufa de secagem (DELEO, modelo A5SE) a 50° C até evaporação total do solvente metanol e até apresentação de massa constante de extrato seco na pesagem. Os tubos de ensaio com o extrato seco foram pesados novamente e, então, adicionados 5 ou 10 mL de metanol (dependendo da massa inicial) utilizando pipeta automática. Os tubos com o extrato seco foram colocados em banho ultrassônico por 5 minutos até total dissolução do extrato no solvente.

Para os testes de atividade antioxidante com $DPPH^{\bullet}$, todas as soluções metanoicas dos extratos secos foram diluídas em metanol (duas, cinco, dez ou vinte vezes), para que a absorbância medida se mantenha dentro da faixa de trabalho. As soluções já diluídas foram denominadas como soluções de trabalho (ST). Os ensaios foram realizados adicionando alíquotas de 15 µL, 25 µL e 35 µL de cada ST, em cubetas contendo 3,0 mL de solução metanoica de $DPPH^{\bullet}$ 0,2 mmol. L^{-1} e a reação foi mantida ao abrigo da luz durante 60 minutos antes das medidas espectrofotométricas. Todas os ensaios foram realizados em triplicata. As medidas foram realizadas em espectrofotômetro Lambda 16 da marca Perkin Elmer, monitorando a absorbância das amostras em 517 nm. Os brancos consistem em 3,0 mL de metanol contendo 15 µL, 25 µL ou 35 µL da respectiva ST. O controle negativo foi uma solução contendo apenas DPPH 0,2 mmol. L^{-1} em metanol.

O cálculo da porcentagem de inibição do radical DPPH• foi realizado de acordo com a seguinte equação:

$$\% \, inibida = \left(1 - \frac{[A(a) - A(b)]}{[A(c) - A(b)]}\right) \times 100 \;\; (Equação\ 1)$$

Onde A(a) é a absorbância da amostra, A(b) é a absorbância do branco, e A(c) é a absorbância do controle negativo.

A partir das porcentagens inibidas para cada concentração, foram determinados os valores de IC50 (concentração necessária para inibir 50% do radical DPPH•), por meio de regressão linear. Como todas as análises foram realizadas em triplicata, foram utilizados a média e o desvio padrão para representar o IC50 de cada amostra (Apêndice). A atividade antiradicalar analisada por meio do DPPH é um dos métodos que permite avaliar a capacidade antioxidante das espécies vegetais em questão.

Análise de pigmentos

Amostras de 5 g de massa fresca congeladas à -30º C foram trituradas em nitrogênio líquido (N_2) até redução à pó fino, o qual foi transferido para tubos de ensaio. Nesta amostra foi adicionado 15 mL de solução de acetona 90% + de 0,5 g.L^{-1} de carbonato de cálcio ($CaCO_3$). Imediatamente após esse processo, os tubos de ensaio foram acondicionados em temperatura de 2º C por 48 h para extração completa dos pigmentos (modificado de ARAR, 1997). Depois disso, as amostras foram filtradas e o sobrenadante armazenado em frascos âmbar à -30º C até a análise por espectrofotometria.

O procedimento de extração foi realizado de forma que os efeitos da luz, da temperatura e da ação enzimática sobre a degradação da clorofila fossem minimizados. As vidrarias contendo as amostras foram protegidas contra a luz e os solventes de extração foram utilizados gelados. O tempo de extração foi mantido ao seu mínimo possível, diminuindo assim a possibilidade de degradação dos pigmentos analisados. Os tubos de ensaio foram vedados com papel alumínio e mantidos em gelo.

O procedimento de extração dos pigmentos ocorreu como descrito acima. Posteriormente, foram determinadas as leituras da densidade ótica em espectrofotômetro (Genesys 10S UV-Vis, Thermo Fisher Scientific, Waltham, EUA) a 470 nm, 645 nm e 663 nm. As determinações das concentrações dos pigmentos fotossintéticos foram realizadas de acordo com as equações propostas por Wellburn (1994) e expressas em mg mL^{-1} de massa fresca:

Clorofila *a* = (12,25 x A663 – 2,79 x A645)

Clorofila *b* = (21,5 x A645 – 5,1 x A663)

Carotenoides = (1000 x A470 – 1,82 x Clor *a* – 85,02 Clor *b*/198)

Onde: A470 = absorbância em 470 nm; A645 = absorbância em 645 nm; A663 = absorbância em 663 nm. A análise de pigmentos permite avaliar a quantidade e tipos de pigmentos presentes na planta, permitindo quantificar sua capacidade fotossintética e, consequentemente, o seu potencial de produção de energia.

Fluorescência da clorofila a

As medições foram realizadas utilizando-se fluorômetro portátil Handy-PEA (Hanstech Instruments Ltd., King's Lynn, Norkfolk, UK). As folhas foram previamente adaptadas ao escuro por 30 minutos (FALQUETO *et al.*, 2008) utilizando-se clipes foliares apropriados (Hansatech Instruments, UK), para a oxidação completa da cadeia de transporte de elétrons. A intensidade de fluorescência em 50 µ (considerado como F0), 100 µs, 300 µs, 2 ms (FJ), 30 ms (FI) e a fluorescência máxima (Fm) foram registradas e utilizadas para os cálculos dos parâmetros do teste JIP de acordo com Strasser *et al.* (2004) e Stirbet e Govindjee (2011). O parâmetro que compõe o indicador ecológico flora utilizado no relatório foi PI_{Total} – índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II (FSII) para a redução dos aceptores finais do fotossistema I (FSI), uma vez que é considerado um dos parâmetros mais sensíveis para medir a eficiência quântica do FSII (SMIT *et al.*, 2009).

Assimilação de carbono

Para as medidas da assimilação de CO_2 utilizou-se medidor portátil de fotossíntese (Infrared gas analyzer, IRGA) modelos LC*i*, LC*i* T e L*cpro* T (ADC, Bio Scientific Ltd. Hoddesdon, England). O parâmetro analisado neste relatório foi a assimilação de CO_2 (*A* - µmol m^{-2} s^{-1}) possibitando a avaliação dos processos da atividade fotossintética e possíveis perdas na produtividade primária das espécies monitoradas. O uso eficiente da água foi calculado para todas as espécies, mas não inserido neste documento, pois não foi possível estabelecer relação com o rompimento da barragem. Os dados são continuamente entregues na planilha de dados brutos.

Análise estatística

Todos os dados foram submetidos aos testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade (Bartlett). Os parâmetros fisiológicos que apresentaram normalidade e homogeneidade foram submetidos ao teste ANOVA, seguido do teste post-hoc de Tukey, para as comparações entre os períodos (secos e chuvosos) do monitoramento em cada estuário para cada espécie e por compartimento, quando pertinente. A análise temporal contemplou todos os períodos secos e chuvosos do monitoramento, exceto o período seco de 2020 em função da pandemia causada pela Covid-19 que impossibilitou as saídas de campo. A região onde estão inseridas as áreas de estudo, região tropical, é caracterizada por um período seco (abril a setembro) e período chuvoso (outubro a março) (NOBREGA *et al.*, 2010; RRDM, 2019 RT 21, Anexo 5 Manguezal). Maiores descrições dos manguezais estudados encontram-se em Tognella *et al.* (2022). As análises foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2022) e os pacotes utilizados foram *ExpDes.pt* (FERREIRA *et al.*, 2021) e *readxl* (WICKHAM *et al.*, 2023). Os parâmetros fisiológicos que não apresentaram normalidade e homogeneidade foram submetidos ao teste não paramétrico Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparações múltiplas *a posteriori*, com correção de Bonferroni (ZAR, 1996). Para estas análises, os seguintes pacotes foram utilizados: *dplyr* (WICKHAM *et al.*, 2023), *readxl* (WICKHAM *et al.*, 2023) e *easyanova* (ARNHOLD, 2022).

A análise integrada dos dados estruturais e do Fator de Bioacumulação (FBA) foi obtida por meio da Análise de Componentes Principais (ACP) que utiliza matriz de correlação dos dados (LEGENDRE e LEGENDRE, 1994), para isto empregou-se o programa R (R CORE TEAM, 2023), usando os pacotes "ggplots2" (WICKHAM, 2016), *FactoMineR* (LE *et al.*, 2008), *factoextra* (KASSAMBARA e MUNDT, 2017) e *factoInvestigate* (THULEAU E HUSSON, 2020). Para avaliar a estrutura populacional das florestas de mangue foram analisados os parâmetros estruturais obtidos em outubro 2023 como referência. Os dados abióticos analisados incluíram o fator de bioacumulação de ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn), referente às amostras coletadas entre outubro de 2018 a fevereiro de 2026.

A análise de agrupamento Tangleram foi empregada para realizar uma análise comparativa da estrutura das florestas monitoradas. Os parâmetros estruturais analisados foram coletados em outubro/dezembro 2019 (ano 1) e outubro/novembro 2023 (ano 5). A análise foi conduzida no programa R (R CORE TEAM, 2023), utilizado o pacato dendextend (GALILI, 2015).

Também foi realizada a Análise de Componentes Principais no que diz respeito aos dados fisiológicos e de concentração de metais em folhas para cada espécie, sendo conduzido por meio dos pacotes estatísticos citados acima. A ACP, representando os estuários pelos compartimentos A e C para *R. mangle,* foi produzida por estação climática, isto é, uma para o período chuvoso e outra para o período seco. Para *L. racemosa*, uma única ACP foi conduzida, considerando os períodos, e contemplou-se os estuários, uma vez que a espécie é amostrada para os parâmetros fisiológicos (Quadro 1) apenas no compartimento C. Para *T. pernambucense,* também foi construída uma ACP considerando todos os períodos amostrais (seco e chuvoso) para a foz do rio Doce. No Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES mais duas áreas de *T. pernambucense* foram adicionadas (Piraquê-Açu e São Mateus) e uma ACP foi construída comparando-as com os indivíduos do rio Doce.

A fim de integrar os dados de Fator de Bioacumulação (FBA) e os dados fisiológicos para as espécies de mangue (*R. mangle* e *L. racemosa*) e para *T. pernambucense* uma ACP foi construída para cada espécie, considerando as estações climáticas.

Análise de correlação de Spearman entre dados fisiológicos e concentração de metais em folhas foi realizada para cada espécie de mangue e para cada período (chuvoso e seco). Para *T. pernambucense,* a correlação de Spearman foi realizada utilizando todos os dados coletados para o rio Doce, independente do período, e outra análise considerando as três áreas nas quais a espécies é monitorada a partir do Novo Ciclo do PBMBA/Fest. As análises foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2022) e os pacotes utilizados foram ds (ARNHOLD, 2019) e corrplot (WEI e SIMKO, 2021).

Análise de Redundância (RDA) foi realizada para *R. mangle* e *L. racemosa* a fim de descrever os atributos ambientais (variáveis preditoras ou explicativas) que mais contribuem na variância dos dados fisiológicas (variáveis resposta). A análise foi conduzida no programa R (R CORE TEAM, 2022), utilizando os pacotes *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2022) e *extrafont* (CHANG, 2023), seguindo a sequência de análise proposta por Powell (2019). As variáveis colineares e não significantes foram identificadas

e retiradas do modelo; em seguida o modelo é submetido ao teste de permutação para verificar sua significância. As variáveis explicativas consideradas para *R. mangle* e *L. racemosa* foram metais no sedimento, metais foliares (Mn, Fe, Zn, Pb e Cu), Fator de bioacumulação dos metais (Mn, Fe, Zn, Pb, Al e Cu), salinidade intersticial e características do sedimento (teor de matéria orgânica e fração de areia e lama. Considerou-se como nível de significância estatística o α igual a 0,05 para todos os testes descritos acima.

Mapeamento – Assimilação de Carbono (A) e Índice de Conservação (PI_{Total})

O mapeamento foi realizado para todas as espécies da Flora, utilizando para cada uma das variáveis barras com cores diferentes para definir baixo, médio ou alto nível de A e PI_{Total}. A apresentação de ambas as variáveis foi realizada numa mesma figura em dois mapas diferentes para cada um dos 14 períodos analisados permitindo a comparação por ano e ainda as mudanças ao longo dos anos (linha do tempo apresentada na legenda). Neste mapeamento temático, a intenção é facilitar a leitura e comparação dos resultados para diferentes grupos. Foram utilizadas as cartografias base recomendadas e o mapeamento original foi realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1. Para a comparação gráfica da análise da evolução temporal foi utilizada ferramenta Power point. Os *shapefiles* correspondem a duas tabelas, uma para PI_{Total} e outra para A, construídas a partir das análises desses dados.

Mapeamento – Bioacumulação (FBA)

O mapeamento da Bioacumulação utilizou 4 classes (ausência de acúmulo, baixa bioacumulação, bioacumulação média e alta bioacumulação). A cartografia temática foi elaborada para a comparação de 5 metais em 14 períodos. Foi escolhido um símbolo geométrico (círculo para o período chuvoso e triângulo para o período seco) para representar as classes do mesmo tamanho, mas com cores bem diferenciadas. Os metais mapeados foram ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu) e chumbo (Pb), e as espécies da flora mapeadas foram: *Rhizophora mangle, Laguncularia racemosa e Talipariti pernambucense.* Como nos outros mapeamentos foram utilizadas as cartografias base recomendadas e o mapeamento original foi realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1 e para a comparação gráfica da análise da evolução temporal, foi utilizada ferramenta Power point. O *shapefile* utilizou uma tabela, para todos os metais e para todos os anos, construída a partir dos resultados dessa análise.

2.2.2 Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos

Para a avaliação do indicador Decapoda, em que avaliamos a estrutura e a densidade populacional de *U. cordatus* e *C. guanhumi* na foz do rio Doce e dos manguezais de Aracruz (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), Barra Nova (rio Mariricu) e Conceição da Barra (rio São Mateus), análises envolvendo diferentes parâmetros ecológicos foram realizadas. As etapas contemplaram: (i) estimativa da densidade populacional das espécies a partir do número de galerias por metro quadrado; (ii) estimativa do tamanho médio da carapaça de *U. cordatus* e frequência de jovens e adultos de *U. cordatus* nas populações; (iii) estimativa da fecundidade; (iv) razão sexual; e (v) análises estatísticas integradas (ACP, RDA, correlações).

Densidade e tamanho da carapaça

A densidade populacional (indivíduos/m²) em cada parcela fixa (n = 3), que totalizou 75 m² de área, foi estimada considerando a contagem de galerias habitadas (fechadas e abertas) registradas, uma vez que cada uma é ocupada por um indivíduo (SCHMIDT, 2006). As galerias foram diferenciadas em abertas, fechadas (indicativo de ecdise) e vazias, identificadas pela ausência de atividades biogênicas (marcas de rastros, dejetos ou movimentação de substrato). A medição do diâmetro (menor e maior) da abertura de cada uma, visto que estas são elípticas, foi realizada para auxiliar na avaliação da estrutura populacional. O menor diâmetro das galerias foi empregado para estimar o tamanho dos indivíduos de *U. cordatus*, uma vez que este possui melhor correlação com o comprimento do cefalotórax do caranguejo devido ao hábito da espécie entrar de lado na galeria (SCHMIDT *et al.*, 2008). A estimativa foi obtida pela conversão do valor do menor diâmetro da galeria em comprimento de cefalotórax (Equação 1) e, posteriormente, em largura (Equação 2), por meio das equações lineares propostas por Schmidt *et al.* (2008), sendo elas:

Abertura da galeria

$$Diâmetro\ menor\ =\ 0{,}36 + 1{,}04 * CC\ (Equação\ 1)$$

Comprimento do cefalotórax

$$LC\ =\ -0{,}05 + 1{,}30 * CC\ (Equação\ 2)$$

Em que, *CC* (mm) corresponde ao comprimento e *LC* (mm), a largura do cefalotórax, ambos em unidade de milímetros.

O teste de Shapiro-Wilk e Bartlett foram utilizados para verificar a normalidade dos resíduos e a homogeneidade das variâncias, respectivamente. Os dados foram transformados (log + 1) quando não apresentaram distribuição normal ou variâncias homogêneas, premissas para aplicar ANOVA paramétrica. A ANOVA unifatorial (Teste F) e o teste de Tukey para comparações múltiplas foram aplicados para verificar diferenças na densidade populacional (variável dependente) de *U. cordatus* entre os períodos amostrados (variável independente) (chuvoso 2018/2019, 2019/2020, 2020/2021, 2021/2022, 2022/2023, 2023/2024, 2024/2025 e 2025/2026; e seco 2019, 2021, 2022, 2023, 2024 e 2025) em cada estuário. As mesmas análises estatísticas foram aplicadas para a variável dependente largura do cefalotórax (mm). Quando os dados não apresentaram distribuição normal, mesmo após a transformação, o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis e o *pós-hoc* de Comparações Múltiplas com a correção de Bonferroni, para ajustar o valor de significância de *p*, foram realizados. As referências utilizadas nessas análises foram Gotelli e Ellison (2013) e Zar (1996).

Para *C. guanhumi*, ANOVA unifatorial foi aplicada para avaliar a diferença da densidade de indivíduos entre os períodos em cada estuário. A análise de normalidade dos resíduos e a homogeneidades das variâncias também foram realizadas através do teste de Shapiro-Wilk e Barttlet, respectivamente. Os dados foram transformados (log + 1) quando não atenderam as premissas para aplicar ANOVA paramétrica (Teste F), e o teste de Tukey para comparações múltiplas. Após a transformação, ao não

atenderem novamente as premissas, o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis e o de Comparações Múltiplas com a correção de Bonferroni, para ajustar o valor de significância de *p*, foram executados.

Histogramas

Histogramas da distribuição de frequência das classes de tamanho (mm) para *U. cordatus,* por período chuvoso e seco, foram elaborados a partir das estimativas do tamanho dos indivíduos, ocupando cada galeria, para cada estuário para auxiliar na interpretação da estrutura populacional da espécie quanto à frequência de jovens (LC ≤ 45 mm, CONTI e NALESSO, 2010) e adultos na população. Para *C. guanhumi,* os histogramas foram construídos com base nos valores de largura do cefalotórax dos indivíduos capturados e medidos em campo. Indivíduos com LC ≤ 55 mm foram considerados jovens (SILVA e OSHIRO, 2002).

Razão sexual

A razão sexual foi estimada para as duas espécies, em cada estuário, nos períodos chuvoso e seco de cada ano e o teste do Qui-quadrado (X^2) aplicado para avaliar diferenças significativas na frequência de distribuição entre machos e fêmeas em relação à frequência esperada na natureza (1:1). Para fins de inferência, adotou-se o nível de significância de 5% (ZAR, 1996) para esta e todas as demais análises. Embora constitua um importante indicador de alterações na população, até o momento não foi possível estabelecer relação entre o parâmetro e o rompimento da barragem, assim, o resultado da análise não foi inserido neste documento. Os dados são continuamente inseridos no Allìms.

Análise multivariadas

O procedimento segundo Gotelli e Ellison (2013) com representação gráfica *biplot* (HOTELLING, 1933; CRUZ e CARNEIRO, 2006) foi utilizado para a realização das análises multivariadas de componentes principais (PCA = *Principal Component Analysis*). A PCA foi empregada considerando todos os períodos chuvosos e secos entre outubro de 2018 e fevereiro de 2026, para a totalidade dos estuários em cada compartimento (A: Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; B: rio Doce; C: Barra Nova e São Mateus), bem como a mesma abrangência temporal para os compartimentos A e C. Os parâmetros populacionais (densidade e largura do cefalotórax), a granulometria (frações areia e lama em %), o teor de matéria orgânica (%) e carbonato de cálcio $CaCO_3$ (%) no sedimento e a concentração de metais no sedimento (Alumínio, Cromo, Cobre, Ferro, Manganês, Chumbo, Vanádio, Zinco e semi-metal Arsênio em mg/kg) foram empregados nesta análise. Os valores de cada variável foram inicialmente padronizados pela equação $Z=(Yi-\overline{Y})s$, em que Z representa o valor padronizado adimensional, Yi corresponde ao valor da amostra i para a variável original Y, e $\overline{Y}$ e *s* representam sua média e desvio padrão respectivamente. A Distância Euclidiana foi usada como medida de dissimilaridade e a representação da variabilidade em gráfico bidimensional com base nos dois primeiros componentes principais. Análise de correlação (Pearson ou Spearman) também foi realizada entre os parâmetros populacionais e a concentração de metais no sedimento e os micronutrientes foliares (Alumínio, Chumbo, Cobre, Ferro, Manganês e Zinco) considerando todo os períodos chuvosos e secos em cada estuário para averiguar a relação entre essas variáveis. A Análise de Redundância (RDA) foi conduzida

para explorar as relações entre os parâmetros populacionais (densidade e largura média da carapaça), as propriedade do sedimento (granulometria, carbonato de cálcio e matéria orgânica), a salinidade intersticial, a concentração (mg/kg) de As e metais no sedimento (As, Al, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, V e Zn) e nas folhas (Al, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn) e elucidar os efeitos dessas variáveis na D e LC de *U. cordatus* de acordo com Powell (2019). Os dados foram agrupados por períodos (chuvosos e secos) em cada estuário. O rio Doce não foi considerado nesta análise em função do número amostral. Essa e as demais análises foram executadas no programa R versão 4.2.2 (R CORE TEAM, 2022) utilizando os pacotes *easyanova* (ARNHOLD, 2022), *ggplot2* (WICKHAM, 2011), *factoextra* (KASSAMBARA e MUNDT, 2017), *FactoInvestigate* (THULEAU e HUSSON, 2020), *FactoMineR* (LE *et al.*, 2018), *ds* (ARNHOLD, 2019) e *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2022).

Fecundidade

A fecundidade foi estimada por meio da expressão proposta por Ogawa e Rocha (1976) descrita abaixo:

$$F = N * (P/PS)\ (Equação\ 3)$$

onde: *F* = fecundidade individual; *N* = número de ovos da subamostra; *P* = peso total da massa de ovos (g); e PS = peso da subamostra (g).

A análise de covariância (ANCOVA) foi realizada para comparar a fecundidade de *U. cordatus*, variável dependente, considerando o tamanho médio como covariável, entre os períodos reprodutivos (2019, 2020, 2021, 2022, 2023,2024, 2025 e 2026), variável independente, no âmbito do PMBA/Fest-UFES e dados pretéritos encontrados por Porto *et al.* (2021), em 2015 e 2016, no estuário do Rio São Mateus. A homogeneidade das variâncias foi testada por meio do teste de Levene e em relação a normalidade, o teste de Shapiro-Wilk foi conduzido para avaliar a distribuição dos resíduos (ZAR, 1996). A ANCOVA foi executada somente quando todos os pressupostos foram atendidos (FIELD *et al.*, 2012). Quando não foi viável realizar esta análise, a ANOVA paramétrica ou não paramétrica (Kruskal-Wallis) foi utilizada.

Mapeamento Densidade e estágio de desenvolvimento

Para delimitar a distribuição dos habitats das espécies *C. guanhumi* e *U. cordatus,* com base na utilização do Sistema de Informação Geográfica (SIG – ARCGIS 10.1) no litoral norte capixaba, foi necessário estabelecer procedimento padrão na utilização do GPS pós-processado Juno (Trimble). Os dados registrados em cada vértice das parcelas fixas foram desenhados na imagem do satélite SKYSAT de alta resolução (1 m de resolução) e o ponto de localização final para cada estação amostral da espécie corresponde ao centro geométrico de cada parcela. Os marcos geodésicos (estabelecidos pelo RTK) são importantes no processo de mapeamento, pois fornecem precisões apuradas e permitem voltar as áreas com exatidão, é possível determinar a localização das parcelas em função da distância aos marcos instalados nas áreas. Na construção do mapeamento temático foi utilizada a densidade média (indivíduos/m²) e largura do cefalotórax (mm), que forneceu a estimativa do estágio de desenvolvimento para ambas as espécies *U. cordatus* e *C. guanhumi* em cada estuário monitorado. O mapeamento temático utilizou desenhos dos caranguejos em tamanhos diferentes para o estágio adulto

e juvenil, segundo a largura do cefalótorax. Foi utilizada graduação de cor para representar as densidades. Como nos outros mapeamentos, foram utilizadas as cartografias base recomendadas e o mapeamento original foi realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1 e o Power Point empregado para realizar a comparação gráfica da análise da evolução temporal. Os mapas contêm dois *shapefiles* por espécie.

Ocorrências dos indicadores ecológicos decápodes, *C. guanhumi* e *U. cordatus.* Estudos indicam que o guaiamum e o caranguejo-uçá possuem uma conexão estreita com seu habitat (os manguezais). No trabalho de Riecken e Blab in LANG, BLASCHKE (2009), podemos encontrar uma compilação relevante dos recursos que são importantes para a ocorrência de espécies nos diferentes habitats. Para o mapeamento da ocorrência dos decápodes, foram considerados: a) a densidade; b) o habitat; c) a avistagem do indicador ecológico. Como observado, a metodologia foi simplificada em função dos estudos desenvolvidos desde 2018 e focando no plano de trabalho do PMBA/Fest-UFES. O termo avistagem foi empregado para representar as áreas de ocorrência observadas durante os trabalhos de mapeamento com vistoria em campo. Isso não significa que o habitat das espécies não envolva toda área do manguezal e, no caso do guaiamum, as planícies internas e as florestas de restinga.

Os mapas temáticos de ocorrência do indicador ecológico decápode consideraram então a avaliação de possíveis alterações da estrutura populacional utilizando o parâmetro densidade num contexto espaço-temporal. Nesse mapeamento, foi dado um destaque a densidade média para cada local amostrado, associando o mesmo ao habitat da espécie.

Considerando essas relações, foi utilizada a avaliação ecológica rápida dos estuários para complementar os dados das áreas amostradas verificando a presença (avistagem) do *C. guanhumi* e observando o habitat onde foi avistado. E a mesma metodologia foi aplicada para a espécie *U. cordatus*, que considerou a densidade nas áreas amostradas nos compartimentos estudados e seus respectivos estuários.

O mapeamento temático da ocorrência de ambas as espécies considera os pontos onde as parcelas foram estabelecidas (áreas amostradas), o avistamento das espécies ao longo do ecossistema manguezal e, por conseguinte, a área que elas ocupam no estuário. A equipe se deslocou por terra e pelos rios de cada estuário marcando os pontos onde a espécie foi avistada.

Por existir uma estreita relação entre os indicadores ecológicos e o seu habitat (decapoda/manguezal), procedeu-se primeiro o mapeamento dos manguezais em cada estuário. Os polígonos do ecossistema manguezal, em cada uma das áreas estudadas, que foram digitalizados no Sistema de Informação Geográfica (SIG) - ARCGIS e o limite desses polígonos foi verificado em campo com a utilização de RTK, GPS pós processado e interpretação de imagens de satélite. As ilhas sem mangue dentro dos próprios polígonos foram consideradas como apicuns, áreas em processo de colonização e pertencentes ao ecossistema manguezal, com a exceção de povoados ou urbanização encontrados e interpretados como não pertencentes a classe manguezal.

O mapeamento final de ocorrência foi elaborado considerando o maior índice de densidade média ao longo do monitoramento registrado em cada área (diferenciando do mapeamento das densidades, em que foi apontada a média). Foi analisado e representado por simbologia apropriada, isto é, caranguejos de diferentes tamanhos sobre círculo colorido para ressaltar dentro da mancha de vegetação digitalizada. A simbologia utilizada permite entender as diferentes densidades encontradas, sendo que a avistagem também está simbolizada. O mapa temático possui a legenda, que por sua vez assinala as densidades encontradas nas áreas divididas em intervalos, a espécie representada por um desenho (como já foi observado) e o símbolo para o manguezal com a respectiva área em hectares e as áreas degradadas.

2.2.3 Diagnóstico de contaminação da vegetação do manguezal por metais nas áreas de estudo

A distribuição temporal e espacial das concentrações de metais do meio abiótico nas áreas do Tema Manguezal (foz do rio Doce e nos manguezais de Aracruz (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), Barra Nova (rio Mariricu) e Conceição da Barra (rio São Mateus)) é avaliada pelo indicador Sedimentos. Para esta avaliação as seguintes etapas foram contempladas: (i) distribuição granulométrica; (ii) teores de carbonato de cálcio ($CaCO_3$); (iii) teores de matéria orgânica; e (iv) análises estatísticas integradas. (ACPs, correlações, testes de médias).

Granulometria e Teor de $CaCO_3$

Em laboratório, após o descongelamento, cerca de 50 gramas da amostra bruta foram separados para a análise granulométrica. A fim de não afetar a pesagem e classificação da granulometria, antes dos processos de separação de grãos foram retirados da amostra os sais solúveis, matéria orgânica e carbonato de cálcio. Primeiramente, para a retirada dos sais, foi realizada a lavagem da amostra com água por meio da técnica de decantação em becker de 1 L por três vezes. Após esse procedimento, a amostra foi seca em estufa a 60 ºC e pesada. A oxidação da matéria orgânica ocorreu através do uso de peróxido de hidrogênio (H_2O_2- 30% PA) em chapa aquecedora a 70°C, onde o reagente foi inserido aos poucos na amostra. A oxidação foi finalizada quando a inserção de H_2O_2 deixou de gerar reação de borbulhamento no sedimento. Para retirar todo o peróxido de hidrogênio, foram realizadas três lavagens com água destilada após a decantação da amostra. Após a secagem da amostra, uma nova pesagem precedeu a descarbonatação do sedimento, através do uso de ácido clorídrico (HCl PA). Para este fim, o becker com a amostra foi colocado em uma capela de exaustão de gases para a adição lenta e gradual de HCl com o auxílio de uma proveta. O procedimento continua até que a adição de HCl não provoque mais reação (borbulhamento). Terminada a retirada dos carbonatos, o sedimento foi lavado cinco vezes com água destilada e seco em estufa. Após seco, o becker com o sedimento descarbonatado é novamente pesado e o teor de carbonato de cálcio é obtido pela diferença de peso da amostra antes e após a descarbonatação. Em seguida, o valor é transformado em porcentagem de carbonato de cálcio em relação ao peso total da amostra, conforme método reportado por Gross (1971).

Posteriormente, foi feita a separação úmida das frações grossa (areia + cascalho) e fina (silte + argila), na qual procedeu-se colocando a amostra lavada em peneira com abertura igual a 63 µm sob água

destilada. O becker contendo a fração fina foi deixado em repouso até completa deposição do sedimento em suspensão. Após a decantação, o excesso de água foi drenado cuidadosamente com uma mangueira e a fração lama foi analisada empregando-se o granulômetro a laser, Mastersizer 2000 da Malvern Instruments de acordo com a metodologia adaptada de Dias (2004).

O Becker contendo a fração grossa (após a água ser drenada) foi levado à estufa a 60°C para secagem da amostra. Após seco, o sedimento foi pesado e seguiu para o fracionamento, que consiste em utilizar conjunto de peneiras com telas de malhas de 2 mm a 0,063 mm colocadas em um agitador mecânico durante 15 minutos. A quantidade retida em cada peneira foi pesada e posteriormente planilhada. A escala granulométrica utilizada foi a de Wentworth (1922), em que as frações maiores que 0,063 mm são classificadas como areias/grânulos e as menores, como lama (silte/argila) (SUGUIO, 1973). A análise granulométrica auxilia na compreensão da distribuição das concentrações de metais, enquanto o $CaCO_3$ indica a influência marinha nas regiões estudadas.

Teor de Matéria Orgânica

O teor de matéria orgânica (MO) presente nos sedimentos foi mensurado por meio do método de calcinação, que consiste na queima da MO em altas temperaturas. Para isso, 2 g de cada amostra de sedimento foi pesada e acondicionada em cadinhos de porcelana. Posteriormente, foram submetidas à temperatura de 450 °C na mufla durante 4 horas. A massa da MO é definida pelo peso do sedimento antes da queima na mufla subtraído do peso após a queima na mufla segundo método modificado Goldin (1987). O teor é a conversão deste valor em porcentagem, podendo-se encontrar a concentração de MO presente nas amostras por meio do cálculo:

$$MO = \frac{Pf.100}{Pi}$$

Onde MO é o teor de matéria orgânica (%), *Pf* é o peso final (g) e *Pi* é o peso inicial (g) das amostras.

Concentração de Metais nos sedimentos

A análise de metais em sedimentos foi realizada segundo método US EPA 3051A (USEPA, 2013), que preconiza a digestão de cerca de 0,50 g de sedimento seco e homogeneizado, em 10 mL de HNO_3 em tubos de Teflon com o uso do forno micro-ondas (CEM, MARX X-PRESS) seguindo os seguintes parâmetros: 1ª rampa de temperatura 25ºC a 175ºC em 5:30min. e a 2ª rampa de 25ºC a 175ºC em 4:30min., ambas em potência de 1600 W. A solução foi então resfriada e filtrada utilizando o filtro Whatman n° 1 e diluída para 100 ml num balão volumétrico e as soluções analisadas pelo ICP -MS (Espectrometria de massa de plasma indutivamente acoplada; Agilent, CX7500). Os elementos analisados pelo ICP-MS foram: vanádio, cobalto, níquel, cobre, arsênio, prata, cádmio, bário, chumbo, cromo, ferro, alumínio, manganês, zinco e mercúrio. O material de referência (SS-2, Enviro MATTM) foi analisado para certificação do método e porcentagens de recuperação desses elementos. A determinação da concentração de metais permite inferir o nível de contaminação nas áreas analisadas.

Análises Estatísticas

Os resultados das concentrações de metais (mg kg^{-1}) foram submetidos aos testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade (Bartllet). Quando os resultados apresentaram distribuição normal, as comparações entre os períodos amostrados (chuvoso 2018/2019, 2019/2020, 2020/2021, 2021/2022, 2022/2023, 2023/2024, 2024/2025 e 2025/2026; e seco 2019, 2021, 2022, 2023, 2024 e 2025) foram determinadas pelo teste de Análise de Variância (ANOVA), seguido do teste *post hoc* Tuckey. Quando os dados não indicaram normalidade, as comparações supracitadas foram determinadas pelo teste não paramétrico Kruskal-Wallis, seguido do teste de comparações múltiplas a posteriori (Teste de Bonferroni) (ZAR, 1996).

As PCAs (Principal Component Analysis) do indicador abiótico sedimentos foram representadas graficamente com a função biplot (HOTELLING, 1933; CRUZ e CARNEIRO, 2006), segundo procedimento de Gotelli e Ellison (2013). As PCAs dos períodos chuvosos foram constituídas com parâmetros de granulometria (cascalho, areia e lama (%)), teores de matéria orgânica (%) e $CaCO_3$ (%) e concentração de metais encontrados nos sedimentos (V, Co, Ni, Cu, As, Ag, Cd, Ba, Pb, Cr, Fe, Al, Mn, Zn e Hg (mg kg^{-1})) nos estuários dos compartimentos A (PA e PM), B (RD) e C (BN e SM), considerando apenas os períodos chuvosos. O mesmo procedimento foi adotado para a construção das PCAs dos períodos secos, porém apenas os resultados destes períodos foram utilizados. Os programas Excel e Software Rstudio (R CORE TEAM, 2026, versão 4.6.0) foram aplicados nas análises descritas acima.

Mapeamento – Metais nos sedimentos

Os metais nos sedimentos foram mapeados todos no mesmo mapa para cada período, a simbologia escolhida para cada metal não corresponde a um padrão internacional, mas no mapa temático elaborado é possível diferenciar cada metal e com isto observar sua concentração ao longo do tempo segundo os parâmetros estabelecidos na literatura. Os metais mapeados foram vanádio, cobalto, níquel, cobre, arsênio, cádmio, bário, chumbo, cromo, ferro, alumínio, manganês; outros metais analisados não foram mapeados pois não ultrapassaram os limites estabelecidos. Como nos outros mapeamentos foram utilizadas as cartografias base recomendadas e o mapeamento original foi realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1 e o PowerPoint para a comparação gráfica da análise da evolução temporal. O shapefile gerado corresponde a uma tabela para todos os anos.

2.3 HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS

Avaliação da Cobertura do Dossel (Índice de Área Foliar): etapa descontinuada durante o ciclo “Transição”; os resultados apesar de relevantes do ponto de vista ecológico não foram associados ao Material Ligado ao Desastre (MLD) provenientes do rompimento da barragem de Fundão.

Caracterização da dinâmica estuarina nos Rios São Mateus, Mariricu e Piraquê: concluída. Etapa descontinuada no último Plano de Trabalho (setembro/2022), tendo em vista que os padrões de inundação dos estuários foram caracterizados durante os quatro anos de monitoramento.

Sedimentos: coleta e análise da profundidade de 5-15 cm foi descontinuada no último Plano de Trabalho (setembro/2022), tendo em vista que as concentrações de metais na profundidade de 5-15cm eram similares as concentrações de 0-5 cm.

Anatomia: Etapa descontinuada durante o ciclo de ‘’ Transição “, os resultados eram obtidos a partir das plântulas do cultivo. Com o retorno do cultivo esta metodologia não foi inserida novamente no último Plano de Trabalho (setembro/2022).

Fauna: Houve realocação da unidade amostral RD1 no período chuvoso/25 (fevereiro de 2025) em função do crescimento expressivo da vegetação da espécie *Talipariti pernambucense* (Hibisco-do-mangue ou algodão da praia ou guanxuma-do-mangue), predominante na área de estudo, que dificultou o acesso e a coleta dos dados na referida estação amostral. Essa realocação não comprometeu a análise de parâmetros e metas das espécies *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi*.

2.4 ALTERAÇÕES NA MALHA, FREQUÊNCIA AMOSTRAL E ESCOPO REALIZADOS EM OUTUBRO DE 2024: CONSEQUÊNCIAS PARA AS ANÁLISES DA SÉRIE HISTÓRICA DE INDICADORES.

O parâmetro cultivo *ex situ*, integrante do indicador de biorremediação, foi descontinuado a partir de outubro de 2024 em razão da reformulação do escopo e do desenho amostral. Ressalta-se que a exclusão deste parâmetro não compromete a consistência dos resultados obtidos, uma vez que o cultivo *ex situ* não seguia um padrão de análise temporal, não compondo, portanto, a série histórica considerada no tema Manguezal.

3 RESULTADOS DOS INDICADORES

Nesta seção serão apresentados os resultados dos indicadores da qualidade ambiental e da biodiversidade aquática do Tema, os quais foram desenvolvidos pelo PMBA/Fest-UFES e obtidos ao longo do monitoramento (setembro/2018 – março/2026) na área ambiental I. Vale ressaltar que os indicadores aqui apresentados têm como propósito clarificar e sintetizar a historicidade dos resultados, interpretação e conclusões do monitoramento, promovendo o acompanhamento espaço-temporal da qualidade ambiental e da biodiversidade, além de configurarem importantes ferramentas de suporte aos gestores ambientais. A partir desses indicadores, pode-se identificar os impactos com relação direta ou indireta ao rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana (MG).

Os indicadores do PMBA/Fest-UFES vêm se consolidando ao longo do monitoramento e, seguindo a proposta estabelecida desde o Relatório Anual de 2022 (RA2022), a apresentação dos resultados será exclusivamente a partir da apresentação dos indicadores. Serão acompanhados de legendas estendidas com a explicação de sua variação espaço-temporal de forma mais direta e objetiva.

3.1 SEDIMENTOS

Figura 1: Indicador Abiótico Sedimentos - Indicador Abiótico Sedimentos - Análise de componente principal (PCA), empregando a função biplot a partir da contribuição de cada variável, foram utilizadas as concentrações de metais nos sedimentos (mg kg^{-1}), teor de matéria orgânica (MO -%), teor de carbonato de cálcio ($CaCO_3$ - %) e granulometria (areia (%) e lama (%)); considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20/21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5); chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6), chuvoso_24/25 (outubro/2024 – março/2025/ Ano 7) e chuvoso_25/26(outubro/2025 – março/2026/Ano 8) (a) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5), seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25(abril/2024 – julho/2025/Ano 7) (b) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental de Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) (Compartimento A); Regência (RD) (Compartimento B), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Al: alumínio; As: arsênio; Ba: bário; Co: cobalto; Cr: cromo; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; V: Vanádio; e Zn: zinco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos das PCAs.

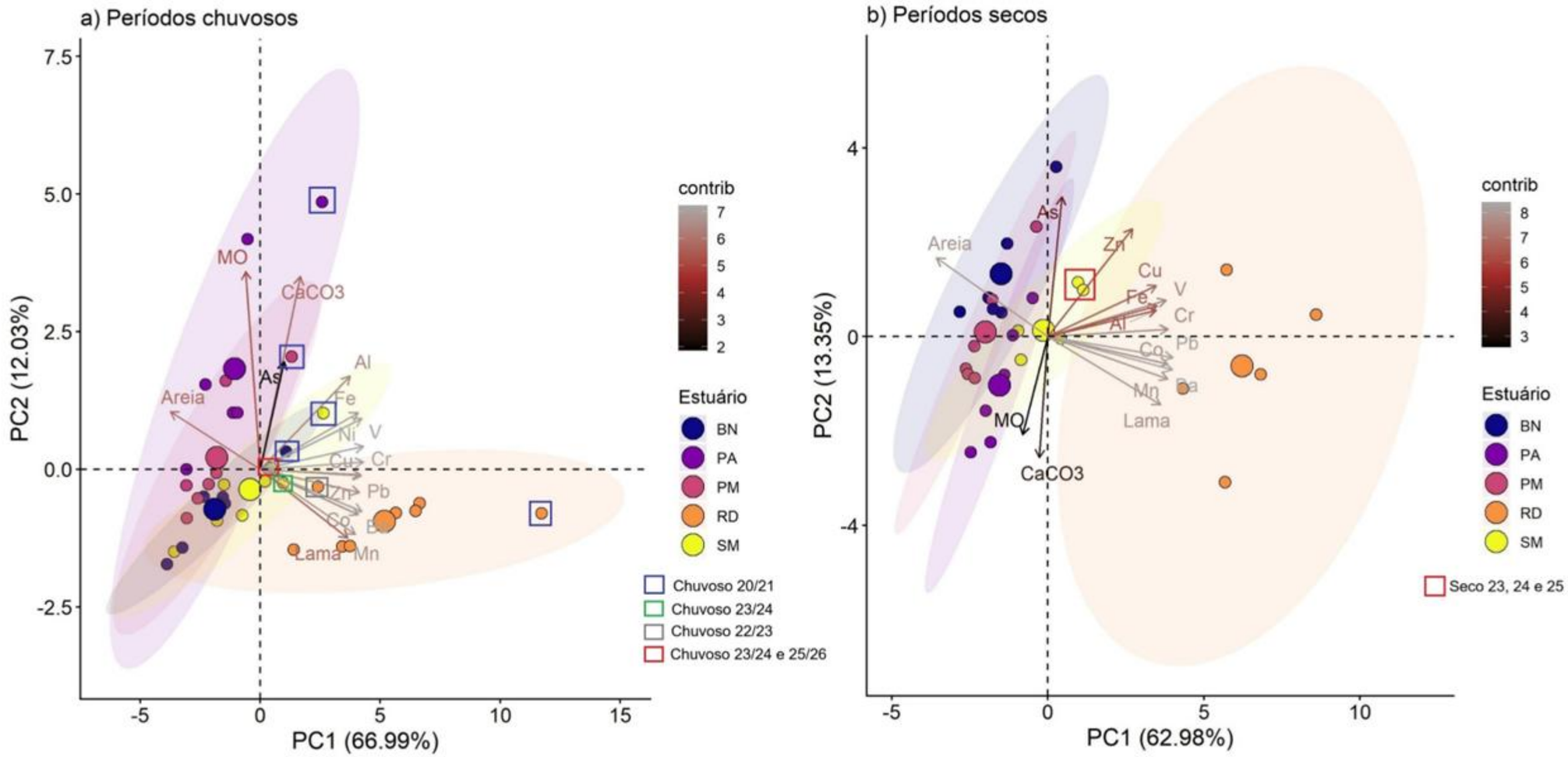
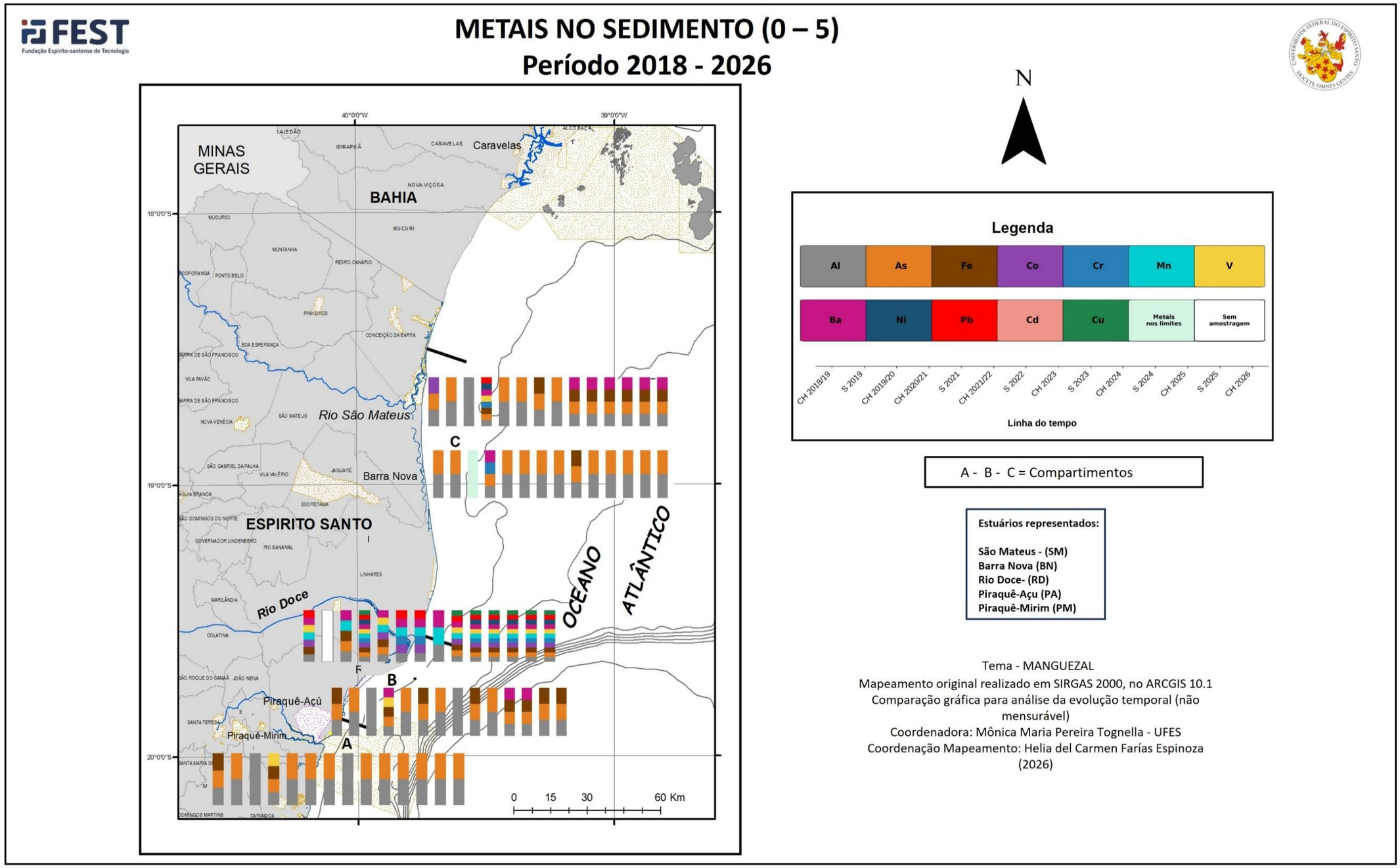


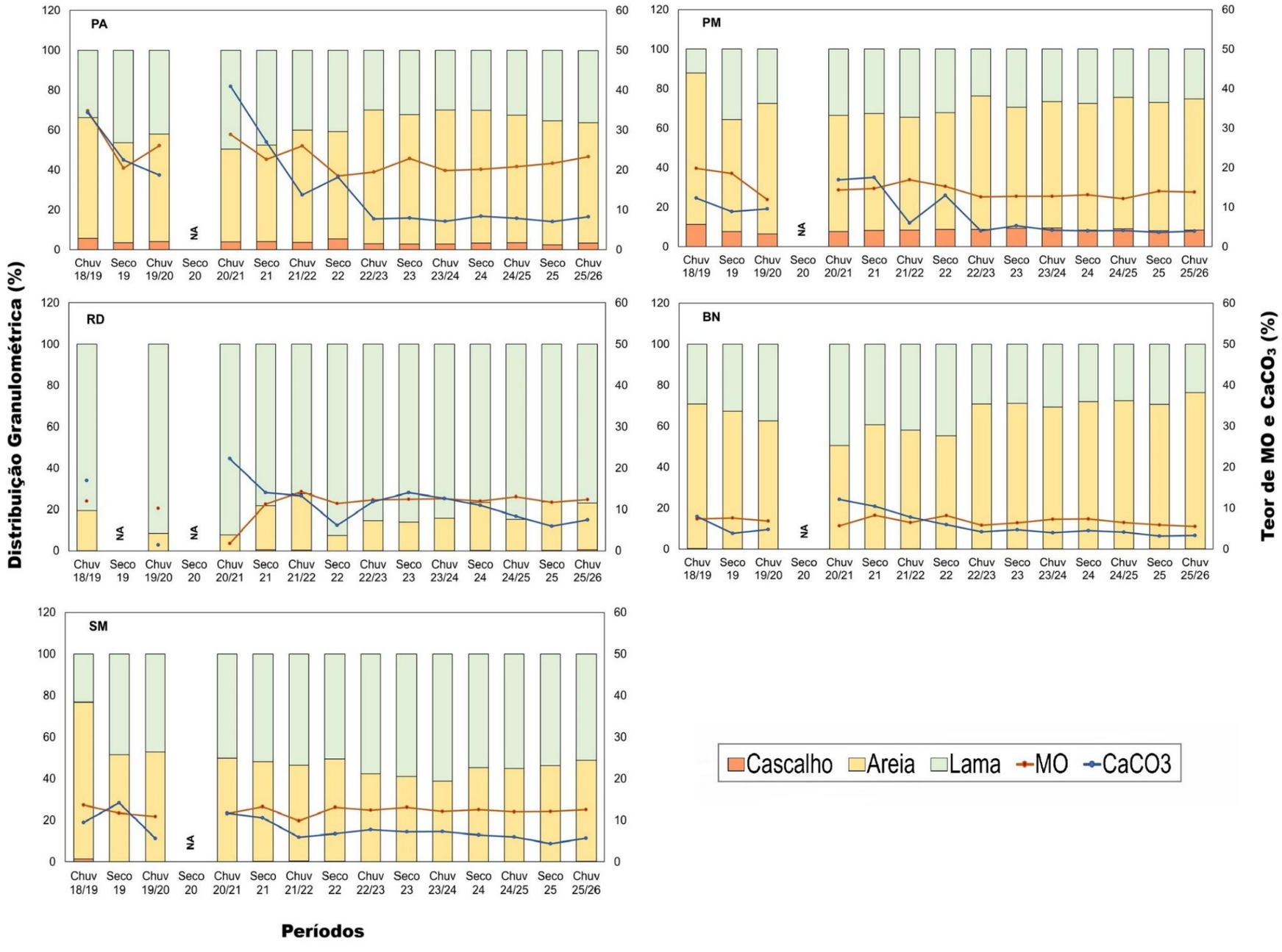
Figura 1A durante o monitoramento PMBA/Fest-UFES. Para o eixo x (PCA 1) os principais contribuintes foram Cr, Ni, V, Ba, Pb e Cu, enquanto a MO, CaCO3, As (metaloide) e Al são os principais contribuintes do eixo y (PCA 2). Nesse período há uma melhor setorização dos ambientes na PCA: PA e PM (setor A), BN e SM (setor C), e RD (setor B) agrupados pelas diferenças e semelhanças sedimentares e geoquímicas entre eles. A maioria dos metais do eixo x estão relacionados ao RD, com destaque para o chuvoso 20/21, período em que todos os ambientes monitorados apresentaram níveis máximos de metais, como bem indicado (quadrado azul), com exceção do Cu que tem maior concentração no seco 24 (RD), o Zn no seco 23 (BN) e do As que, geralmente, encontra-se menos concentrado em RD. Contudo, ao analisar o chuvoso 23/24 (quadrado verde), a concentração de metais em SM apresentou uma certa semelhança com o setor B (RD) no chuvoso 22/23 (quadrado cinza), momento este marcado por uma baixa concentração de metais no RD. Analisando o eixo y foi verificada a relação entre $CaCO_3$, MO, As e Al nos estuários de PA e PM, devido a característica granulométrica típica do compartimento A, por outro lado o RD permanece mais associado a componente lama (eixo x). Acerca da PCA do período seco, os dois eixos principais explicam 76,33% da variabilidade dos dados (PC 1: 62,98% e PC 2: 13,35%, Figura 1b). Semelhante ao período chuvoso, a maioria dos metais estão concentrados no eixo x (PC 1), e se relacionam diretamente a componente lama e ao RD. Os metais que mais contribuíram foram Pb, Ba, Cr, Co e Mn, os quais atingiram níveis mais elevados no seco 22 e seco 24. No eixo y (PCA 2) as maiores contribuições foram dos elementos As, $CaCO_3$, Zn, MO e areia. A maior variabilidade do As é observada quando os estuários do compartimento A e C superam as concentrações desse metaloide em RD (seco/21/22/23). Em relação ao Zn, sua contribuição reflete as maiores concentrações averiguada para o estuário de SM (seco/23/24/25, quadrado vermelho) durante os períodos secos, e maior concentração do metal em BN (seco 23). Os resultados das PCAs, dos períodos secos e chuvosos, reiteram o rio Doce como o local mais contaminado por metais, além de ser a principal fonte desses contaminantes para o compartimento A e C. Para SM, é possível verificar que na PCA do período chuvoso, esse estuário está associado a uma maior quantidade de metais, como por exemplo Fe, Ni, V e Cu no período chuvoso 23/24 e 25/26 (eixo x, quadrado vermelho - elipse amarela). Essa relação é dada pelas maiores concentrações desses metais averiguadas depois de RD, a partir do seco 23 e chuvoso 23/24, e se confirma pela forte correlação tanto no período seco como no chuvoso ($r_{Fe \times Ni} > 0,8$; $r_{Fe \times V} > 0,84$; $r_{Fe \times Cu} > 0,79$; $p < 0,01$). É importante ressaltar que altas concentrações de Fe podem facilitar a precipitação de metais tóxicos em sedimentos de manguezal (TAM e WANG, 1999). Todavia, os eventos climáticos e fatores oceanográficos influenciam diretamente a distribuição e deposição de metais nos sedimentos (QUARESMA *et al*., 2020). A retenção dos metais em cada compartimento sofre oscilações com os períodos amostrais, visto que a vazão e o volume de descarga de sedimentos no RD e áreas adjacentes em sua maioria são dependentes de eventos pluviométricos (QUARESMA *et al*., 2020).

Figura 2: Indicador Abiótico Sedimentos - Mapa temático da concentração dos metais alumínio, arsênio, ferro, cobalto, cromo, manganês, vanádio, bário, níquel, chumbo, cádmio e cobre (mg kg^{-1}) nos sedimentos na profundidade de 0 a 5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5); chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25 (outubro/2024 – março/2025/ Ano 7)) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5) e seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6)) nos manguezais do compartimento A (Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM)),compartimento B (Barra do Riacho (BR) e rio Doce (RD)), compartimento C (Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), e São Mateus (SM)) e Caravelas (CR), durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. A disposição dos símbolos dos metais nos mapas tem caráter representativo para facilitar a compreensão do leitor. Desta forma, cada linha de símbolos representa o estuário monitorado pelo Tema Manguezal.



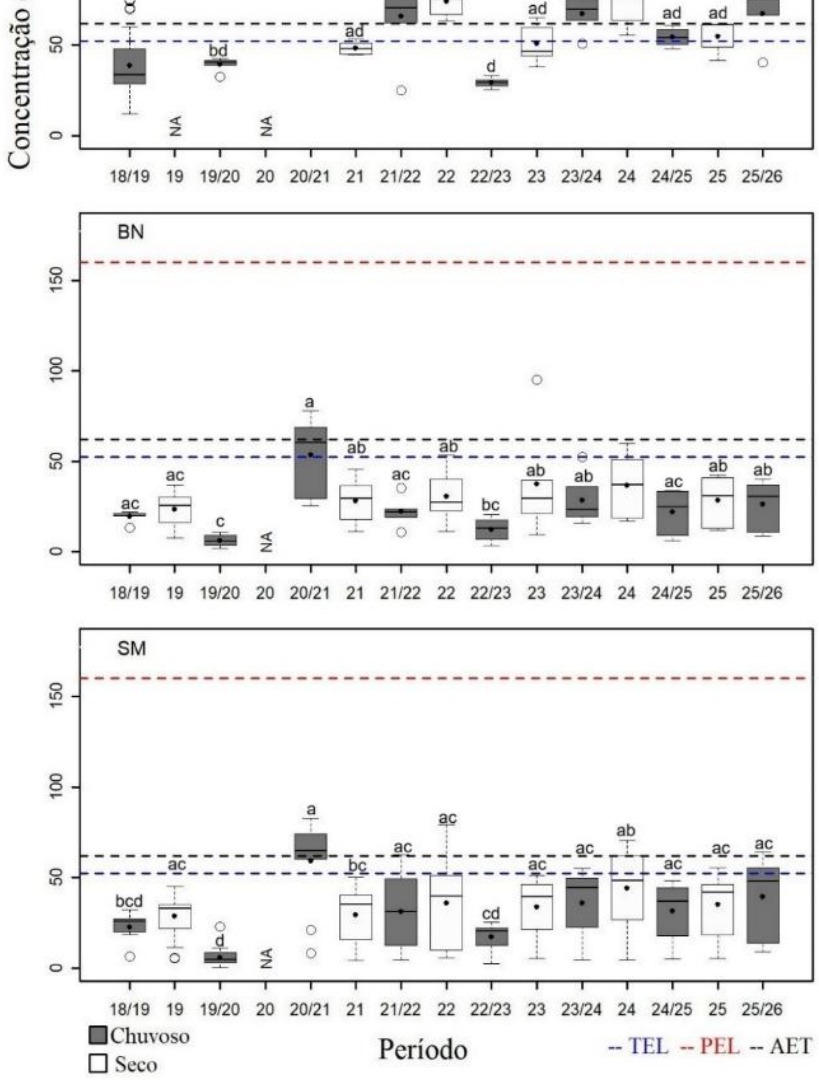
Os metais, constituintes naturais da crosta terrestre, podem ser essenciais ou não essenciais para a manutenção da vida. Metais como o Fe e Zn participam ativamente em processos fisiológicos de plantas e animais, contudo, quando presentes em altas concentrações tornam-se contaminantes tóxicos. Por outro lado, metais não essenciais, como Pb e Cd, exibem toxicidade mesmo em concentrações reduzidas (TEMPLETON *et al*., 2010). Neste contexto, a NOAA estabelece determinados limites que definem o nível de toxicidade de certos elementos ou compostos químicos no meio ambiente e que norteiam alguns impactos diretos e esperados sobre a comunidade biótica (BUCHMAN, 1999). Na Figura 2, os mapas temáticos identificam os momentos em que determinados metais ultrapassaram algum limite NOAA (especificado pela simbologia) durante o monitoramento PMBA/Fest-UFES. O período chuvoso 20/21 apresentou a maior dispersão e ocorrência de metais até o presente momento (FEST, 2025), dentre eles, o V, Ni, Ba e Pb atingiram suas maiores concentrações em todos os ambientes analisados. Além disso, a foz do rio Doce (RD) segue sendo a região mais impactada, pois apresenta a maior quantidade de metais acima do limite NOAA, especialmente para o Al, Ba, Mn, Ni, Cr, V e Pb, expressando contaminação crônica ao longo do monitoramento. Desde o seco 23 até o chuvoso 25/26 nota-se alguma estabilidade na concentração de vários metais relacionados ao MLD em todos os compartimentos. É importante frisar que os sedimentos dos manguezais possuem propriedades físico-químicas que podem atuar na retenção desses elementos. Portanto, excessivas descargas de metais constituem risco potencial à zona costeira, haja vista que tanto processos interligados à remobilização sedimentar quanto à fragmentação da floresta de mangue por desmatamento causam impactos diretos nas condições redox e tendem a influenciar intensamente na biodisponibilidade dos metais nestes ambientes (FURUKAWA & WOLANSKI, 1996). Ressalta-se que os efeitos sinérgicos entre metais podem promover efeitos adversos sobre as comunidades biológicas (MORAES *et al*., 2011), no curto (efeito agudo) e em longo prazo (crônico).

Figura 3 Distribuição das frações granulométricas (cascalho, areia e lama (silte +argila) (%), teores de matéria orgânica (MO) (%) e carbonato de cálcio ($CaCO_3$) (%) nos sedimentos de profundidade de 0 a 5 cm nos períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 – março/2020/Ano 2); chuvoso_20/21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) e chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25(outubro/2024 - março/2025/ano 7) e chuvoso_25/26 (outubro/2025 – março/2026/Ano 8) e nos períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5); seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6); seco_25(abril/2025 – julho/2025/Ano 7)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estuários que deixaram de ser monitorados a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas) reportados até o RSE 2025. NA: período não amostrado devido às restrições acerca da pandemia de COVID-19.



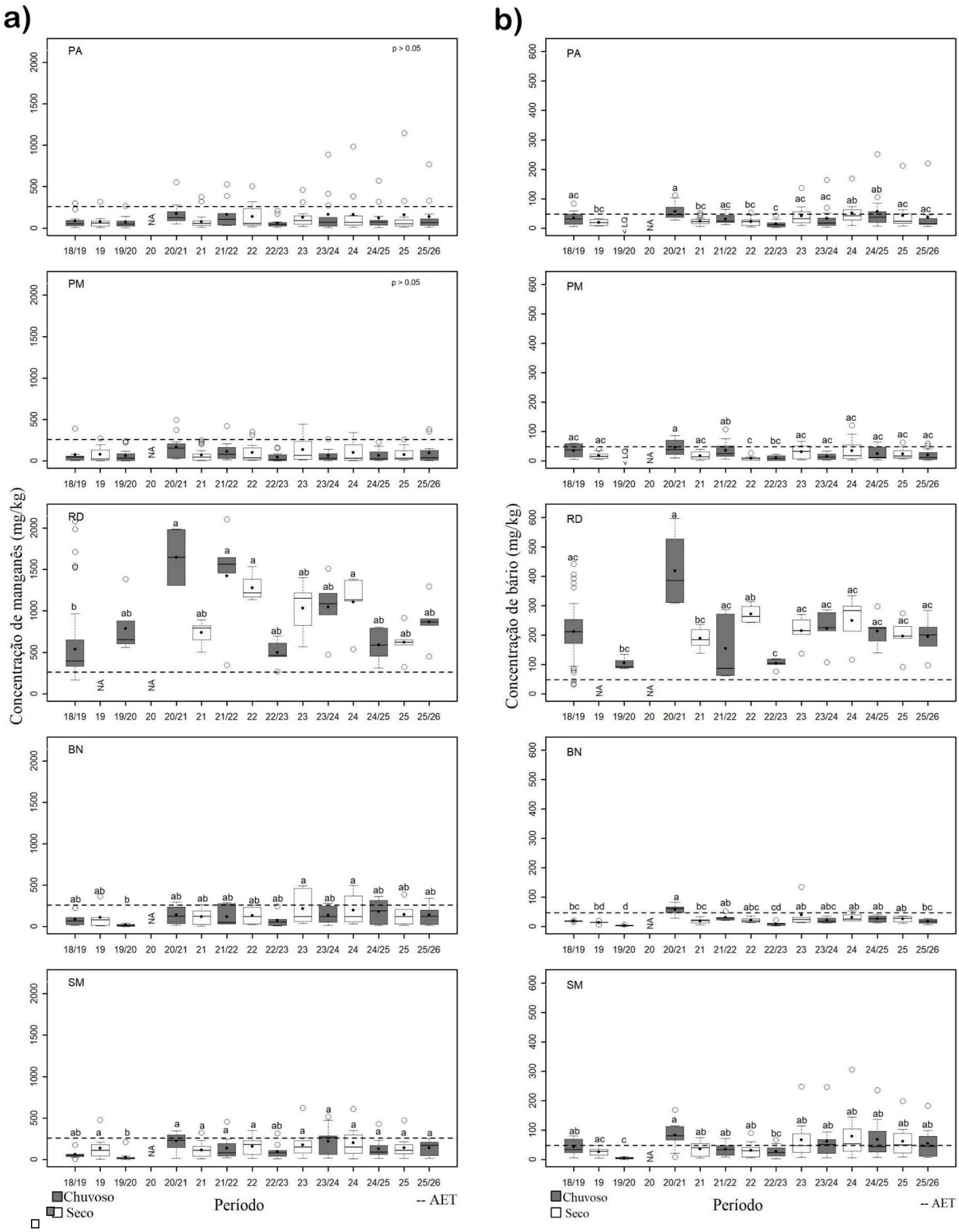
Marés e correntes fluviais no ecossistema manguezal são consideradas as principais forças atuantes, pois controlam e auxiliam em diversos processos (ressuspensão, transporte e deposição de sedimentos) moldando a hidrodinâmica do ambiente (WOLANSKI *et al*., 1992). Todavia, o manguezal apresenta sedimentos muito característicos, com altos teores de matéria orgânica e granulometria tipicamente fina, o que leva ao favorecimento da adsorção e retenção de metais no sedimento (BRUGNARA, 1977; PERIN,1997). Contudo, a biodisponibilidade destes metais pode ser determinada por mudanças no comportamento geoquímico dos carbonatos, dos óxidos de ferro e manganês, além da matéria orgânica (SOUZA *et al*., 2015; FARIAS *et al*., 2007). Neste contexto, as características físico-químicas dos sedimentos de manguezais são fundamentais para a interpretação da dinâmica biogeoquímica e interações ecológicas do ecossistema como um todo. Durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES, os estuários dominados por marés, Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) (compartimento A) apresentaram um perfil granulométrico mais arenoso (PA; 3,67% - cascalho; 58,72% - areia; 37,60% - lama; PM; 8,56% - cascalho; 63,45% - areia; 27,99% - lama). O estuário de Piraquê-Açu (PA) obteve altos teores médios para matéria orgânica (23,25%) e $CaCO_3$ (16,41%) em comparação aos demais ambientes. Esse manguezal exibe aporte elevado de MO, principalmente nas áreas de bacias que superam os ambientes de franja. Tais fatores propiciam maior capacidade de adsorção de metais, e isto pode ser um dos indicativos para o Piraquê-Açu apresentar as maiores concentrações de metais no compartimento A. Nesses locais, a matéria orgânica e o $CaCO_3$ foram associados a granulometria mais fina ($r_{MO \times lama} = 0,83$; $p < 0,05$; $r_{MO \times areia} = -0,77$; $p < 0,05$; $r_{CaCO3 \times lama} = 0,76$; $p < 0,05$), especialmente no período chuvoso. Para a foz do rio Doce (RD), o perfil granulométrico foi predominantemente lamoso, com teor médio de 82,93%. Essa alta carga de sedimentos lamosos em associação com eventos oceanográficos faz do RD um grande carreador de partículas finas e metais associados que influencia os manguezais ao sul (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e ao norte de sua foz (Barra Nova e São Mateus). Para os estuários do compartimento C, Barra Nova (BN) indicou granulometria arenosa-lamosa (areia: 66,15%, lama: 33,75%) enquanto o rio São Mateus (SM) exibiu granulometria lamosa-arenosa (areia: 48,66% e lama: 51,20%), este último tendo perfil granulométrico mais favorável à retenção de elementos metálicos. Tais estuários também apresentam forte associação entre lama e matéria orgânica ($r_{MO \times lama\ [seco\ 25]} = 0,79$; $p < 0,05$; $r_{MO \times lama\ [chuvoso\ 25/26]} = 0,79$; $p < 0,05$). Os diferentes teores de MO e de frações granulométricas entre os ambientes monitorados norteiam a compreensão da distribuição dos metais em cada área analisada, inclusive entre as inseridas no mesmo compartimento, exibindo comportamentos distintos na assimilação dos metais. Os resultados granulométricos não apresentaram grandes alterações ao longo do monitoramento, o que indica uma estabilidade hidrodinâmica e sedimentar, sem mudanças ou interferências nos fluxos fluviais a montante.

Figura 4.Distribuição das concentrações de cromo (mg kg^{-1}) (a) e de chumbo (mg kg^{-1}) (b) nos sedimentos na profundidade de 0-5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6)), chuvoso_24/25 (outubro/2024 – março/2025/ Ano 7)) e chuvoso_25/26 (outubro/2025 – março/2026/ Ano 8)) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5); seco_24 ((abril/2024 – julho/2024/Ano 6)); seco_25 ((abril/2025 – julho/2025/Ano 7)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN), e São Mateus (SM) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estuários que deixaram de ser monitorados a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas) reportados até o RSE 2025. As letras indicam diferentes grupos estatísticos (p<0,05). O estuário será representado com' p>0,05' quando não houver diferença estatística significativa entre os períodos. NA: período não amostrado devido às restrições acerca da pandemia de COVID-19. < LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação. TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (Threshold Effect Concentration). PEL: Nível de prováveis efeitos (Probable Effect limit) e AET: Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico (Apparent Effects Threshold).



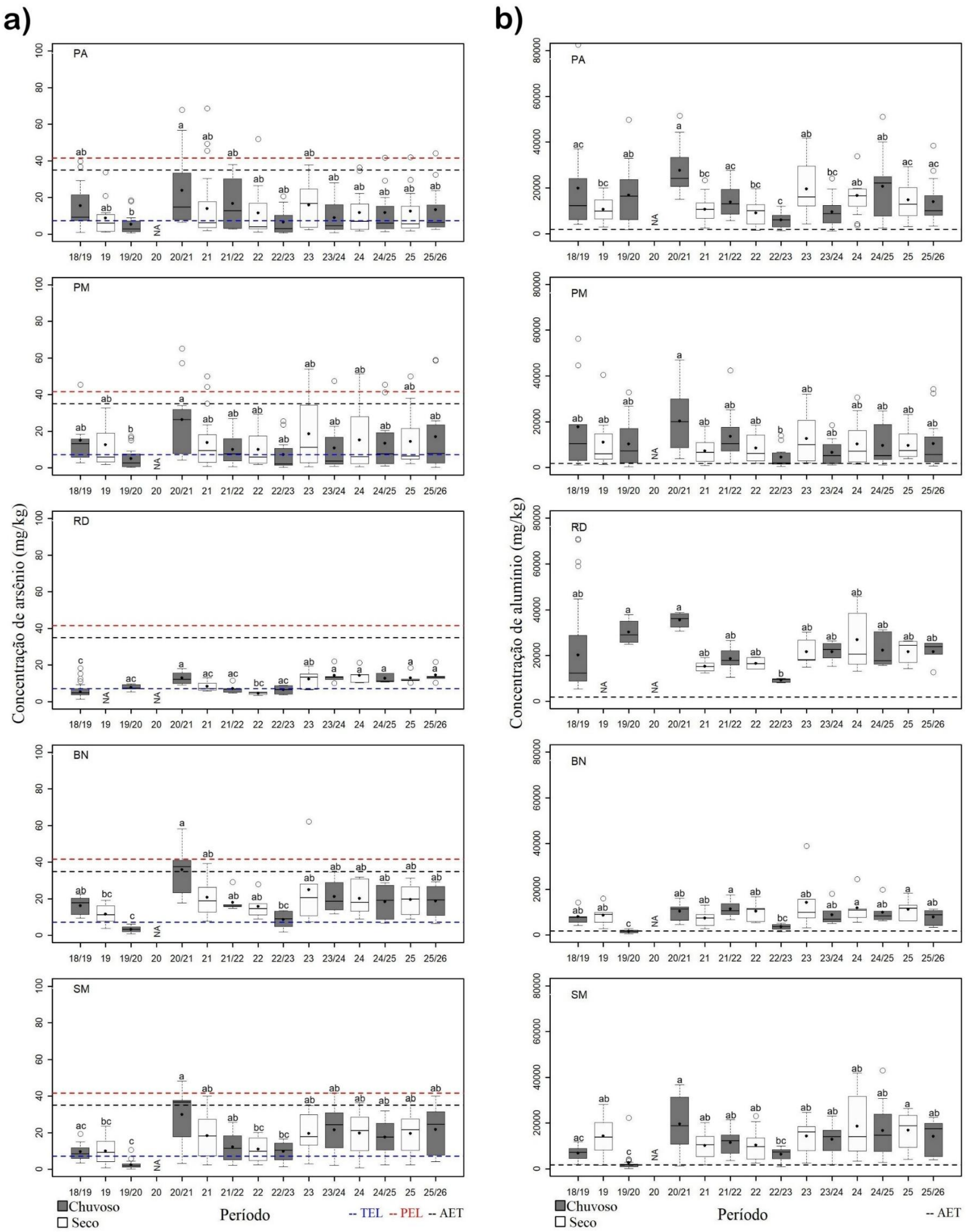
As concentrações de Pb nas áreas de estudo no chuvoso 25/26 não diferiram significativamente em relação aos períodos anteriores no estuário de PM e em RD. Por outro lado, o último período seco (2025) e o chuvoso 25/26 para PA, BN, SM seguem o mesmo padrão, com oscilações das concentrações do metal semelhantes, com exceção do chuvoso 19/20 quando ocorreu os menores valores médios de Pb. Em RD, os sedimentos seguem contaminados de forma contínua nos períodos secos desde 2022 e nos períodos chuvosos, a partir de 2023/2024. Para o Cr houve tendência de aumento nas concentrações nos períodos secos em relação aos chuvosos para os estuários do compartimento A (PA e PM) e nos do compartimento C (BN e SM). Assim como observado para o Pb, o RD permanece contaminado por Cr desde o ano 6 do monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Vale ressaltar que o sedimento pode não refletir as concentrações biodisponíveis de Pb neste rio, uma vez que este metal tende a ser bioacumulado nas folhas ou, na maioria dos casos retidos nas raízes (KUMAR *et al*., 1995; SHARMA; DUBEY, 2005). Em relação ao Cr, seu efeito no crescimento de plantas pode ser manifestado em longo prazo (NGUYEN *et al*, 2017), sendo retido principalmente nas raízes, e translocado para partes aéreas (OLIVEIRA, 2012).

Figura 5:.Indicador Abiótico Sedimentos - Distribuição das concentrações de manganês (mg kg^{-1}) (a) e bário (mg kg^{-1}) (b) nos sedimentos na profundidade de 0-5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20/21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25(outubro/2024 – março/2025/Ano 7) e chuvoso_25/26(outubro/2025 – março/2026/Ano 8)) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5); seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25(abril/2025 – julho/2025/Ano 7)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estuários que deixaram de ser monitorados a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas) reportados até o RSE 2025. As letras indicam diferentes grupos estatísticos ($p<0,05$). O estuário será representado com' $p>0,05$' quando não houver diferença estatística significativa entre os períodos.NA: período não amostrado devido às restrições acerca da pandemia de COVID-19. < LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação. (**). TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (Threshold Effect Concentration). PEL: Nível de prováveis efeitos (Probable Effect limit) e AET: Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico (Apparent Effects Threshold).



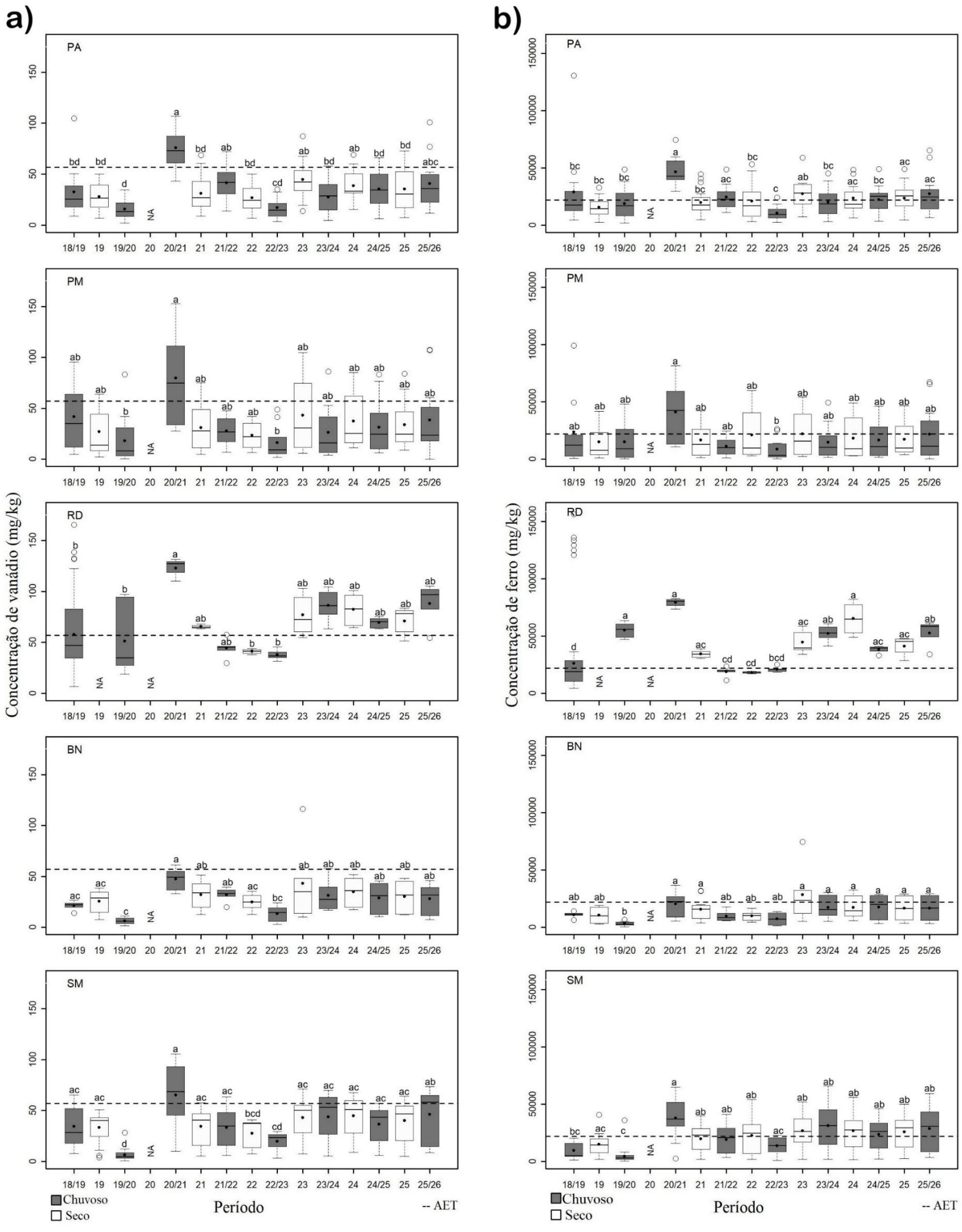
As concentrações de manganês (Mn) no compartimento A (PA e PM) permanecem abaixo do limite de referência de contaminação (AET). Por outro lado, a ocorrência de determinados pontos de coleta com níveis acima do AET ratifica a continuidade do monitoramento deste elemento, pois no RD todos os pontos amostrais permanecem contaminados até a presente amostragem (chuvoso 25/26). No compartimento C (BN e SM), embora a maioria das estações estejam abaixo da AET, algumas delas têm ultrapassado esse limite consistentemente tanto em BN nos períodos secos (BN2BD, seco 23/24/25) e chuvosos (24/25 e 25/26) quanto em SM, neste desde o ano 5 (SM4E, chuvoso 22/23 a chuvoso 25/26). Para o bário, foi observado decréscimo das concentrações em relação aos períodos anteriores (seco/25, chuvoso24/25/ seco/24) em todos os manguezais monitorados. Isso pode ser constatado em BN, PA e PM que exibiram concentrações abaixo do limite de referência, embora que o compartimento A ainda exiba algumas estações contaminadas. O RD, por sua vez, permanece contaminado cronicamente até o período atual (chuvoso 25/26), assim como SM, que registra concentração média acima do limite desde o seco/23. Esses resultados são relevantes uma vez que ambos os metais estão ligados ao MLD da barragem de Fundão (SÁ *et al*., 2021) e o presente monitoramento identifica o Mn como danoso para a espécie *L. racemosa*, uma vez que este elemento tem correlação com o estresse oxidativo.

Figura 6: .Indicador Abiótico Sedimentos - Distribuição da concentração de arsênio (mg kg^{-1}) (a) e alumínio (mg kg^{-1}) (b) nos sedimentos na profundidade de 0-5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20/21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25(outubro/2024 – março/2025/Ano 7) e chuvoso_25/26(outubro/2025 – março/2026/Ano 8)) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5); seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25(abril/2025 – julho/202/Ano 7)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estuários que deixaram de ser monitorados a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas) reportados até o RSE 2025. As letras indicam diferentes grupos estatísticos ($p<0,05$). O estuário será representado com' $p>0,05$' quando não houver diferença estatística significativa entre os períodos. NA: período não amostrado devido às restrições acerca da pandemia de COVID-19. < LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação. (**). TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (Threshold Effect Concentration). PEL: Nível de prováveis efeitos (Probable Effect limit) e AET: Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico (Apparent Effects Threshold).



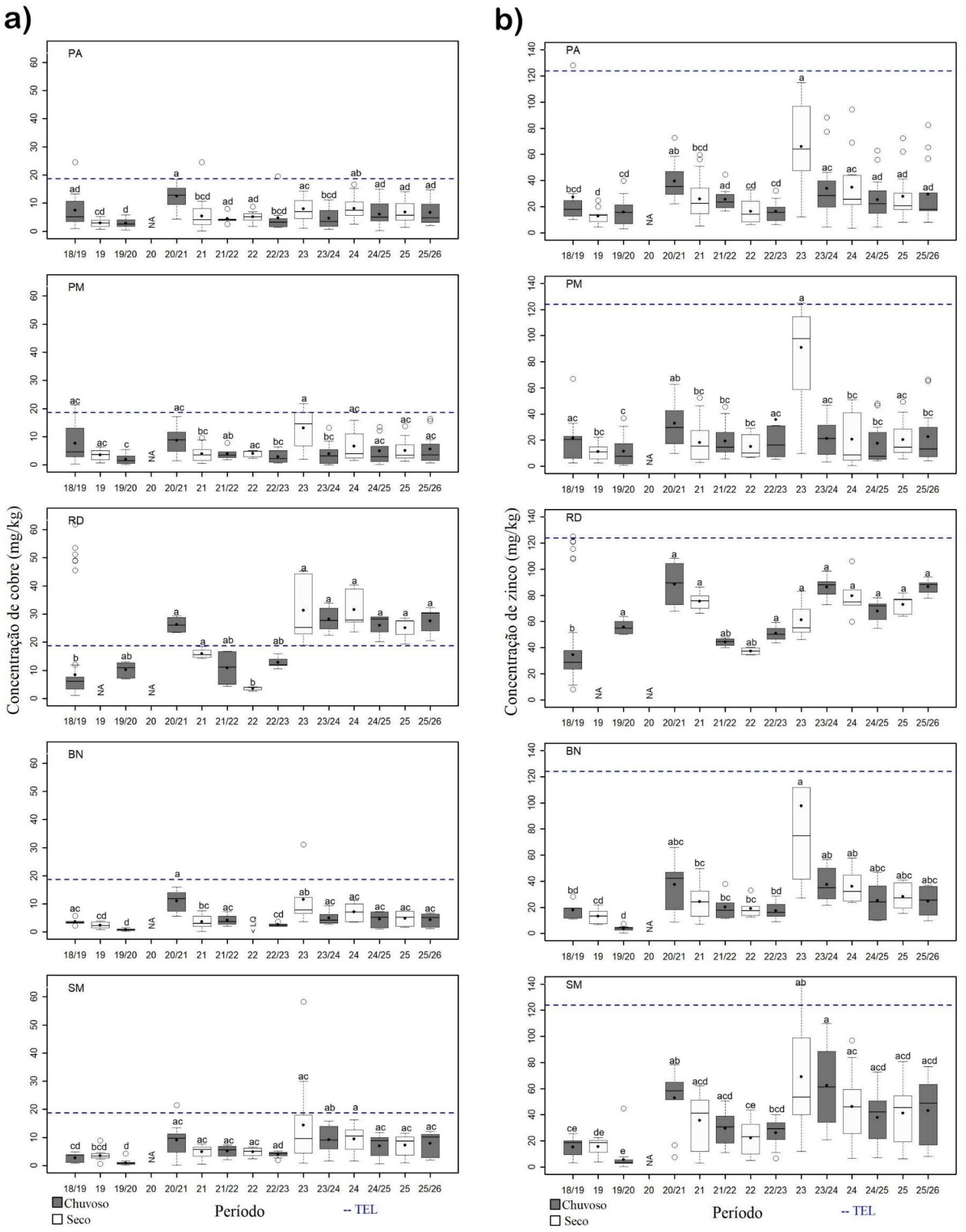
Ambos os metais, arsênio (As) e alumínio (Al) apresentaram concentrações relevantes ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, indicando contaminação espaço-temporal nas áreas de estudo. No compartimento A, as concentrações médias de As e Al são similares entre os períodos amostrais, com diferença estatística significativa observada entre o maior (chuvoso 20/21) e o menor valor médio observado (chuvoso 19/20, chuvoso 22/23; respectivamente). A contaminação crônica em PA ocorre principalmente nas estações PA1BE para o As, e PA2FE para o Al, com concentrações continuamente acima do TEL até o chuvoso 25/26. Embora o compartimento A seja naturalmente enriquecido com As, devido aos terraços de abrasão (ALBINO *et al*., 2016), o uso comum desse metal em atividades agrícolas e de mineração constitui outras fontes para o ambiente natural (BAIRD; CAIN, 2011). Quanto ao rio Doce (RD), as concentrações de As têm superado o TEL em todos os pontos analisados, enquanto as concentrações médias de Al ultrapassam a AET, desde o seco 23 até o chuvoso 25/26. O compartimento C está contaminado por As desde o período chuvoso 20/21. O estuário de BN apresenta concentrações mais expressivas de Al a partir do seco 23. Já em SM é possível verificar tendência de valores mais elevados desse metal nos períodos secos em relação aos chuvosos antecedentes ao seco 23. Apesar do Al fazer parte da composição natural de argilo-minerais, elementos presentes em manguezais (SCHROPP *et al*., 1990), as fontes antropogênicas contribuem para o enriquecimento deste metal em meios abióticos (MORSE *et al*., 1993).

Figura 7: Indicador Abiótico Sedimentos - Distribuição da concentração de vanádio (mg kg^{-1}) (a) e ferro (mg kg^{-1}) (b) nos sedimentos na profundidade de 0-5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20/21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25(outubro/2024 – março/2025/Ano 7) e chuvoso_25/26(outubro/2025 – março/2026/Ano 8)) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5); seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25(abril/2025 – julho/2025/Ano 7)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estuários que deixaram de ser monitorados a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas) reportados até o RSE 2025. As letras indicam diferentes grupos estatísticos ($p<0,05$). O estuário será representado com' $p>0,05$' quando não houver diferença estatística significativa entre os períodos.NA: período não amostrado devido às restrições acerca da pandemia de COVID-19. < LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação. (**). TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (Threshold Effect Concentration). PEL: Nível de prováveis efeitos (Probable Effect limit) e AET: Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico (Apparent Effects Threshold).



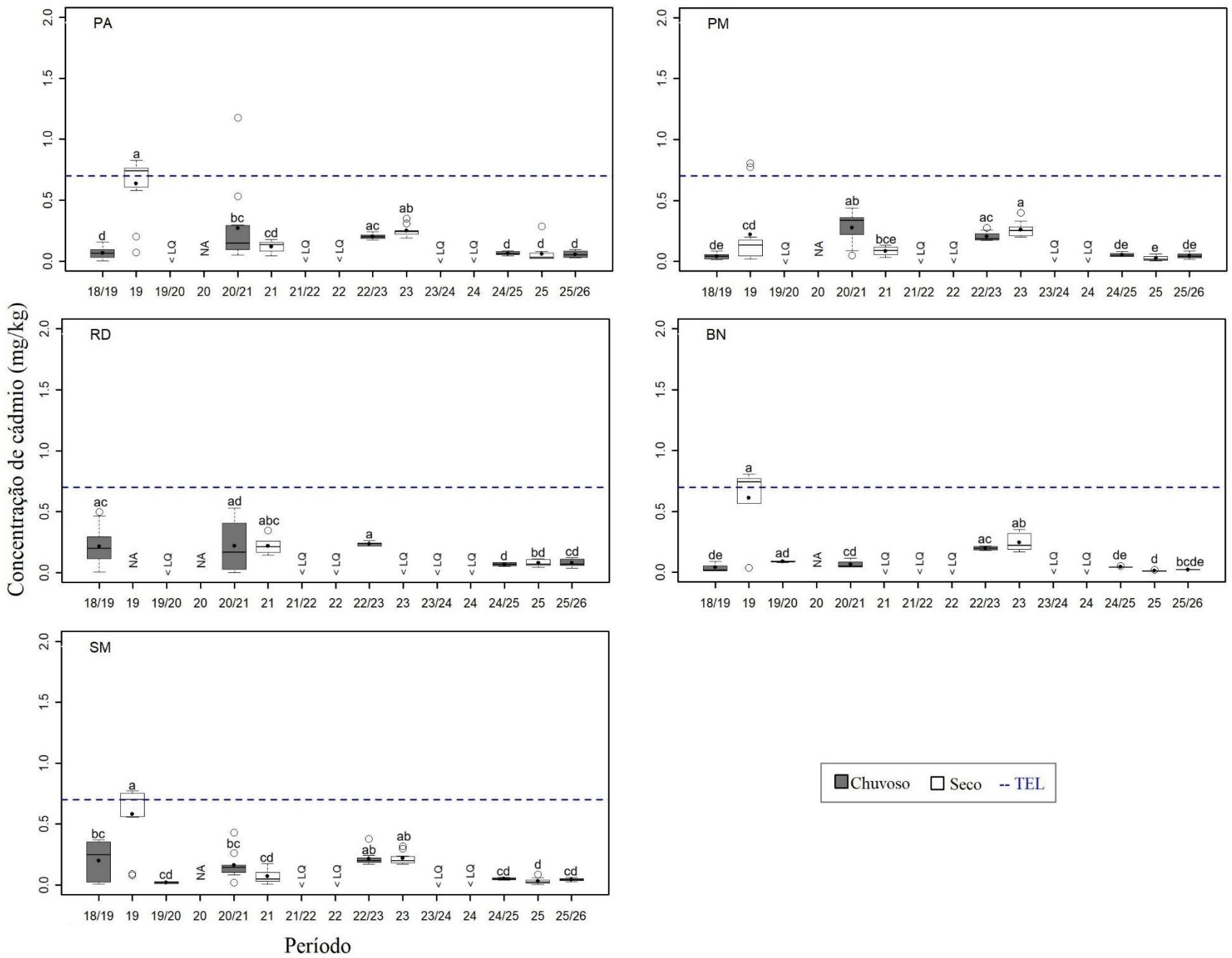
As concentrações médias de vanádio (V) e ferro (Fe) para o compartimento A durante o chuvoso 25/26 ultrapassam as médias observadas nos períodos anteriores até aquelas registradas para o chuvoso 23/24. Algumas estações de coleta ultrapassam consistentemente o limite AET para o V. No PA (PA2FE, PA4E) desde o chuvoso 24/25, e no PM (PM1FE) desde o seco 24. Apesar de o compartimento C não registrar altos níveis de V ao longo do monitoramento, o manguezal de SM segue com algumas estações contaminadas, especialmente no último período chuvoso, com maior número de estações contaminadas observadas desde o chuvoso 20/21. Ainda no compartimento C, as concentrações de Fe ultrapassam consistentemente a AET desde o seco 23, muito embora as médias desse metal estejam acima da AET apenas em SM. Todavia, em BN nota-se que algumas estações (BN1FE e BN2BD) seguem ultrapassando o valor de referência desde o seco 24. O RD está altamente contaminado por Fe desde o início do monitoramento do PMBA/Fest-UFES, e com o V de forma contínua desde o seco 23. Os metais quando em concentrações elevadas, como o caso do V, podem prejudicar o desenvolvimento de plantas (LEÓN-MORALES *et al*., 2019), e o Fe pode inibir o crescimento das raízes (XING *et al*., 2008). O Fe comprovadamente durante o monitoramento quando em concentrações mais elevadas interferem no metabolismo de *R. mangle*.

Figura 8: Indicador Abiótico Sedimentos - Distribuição da concentração de cobre (mg kg^{-1}) (a) e zinco (mg kg^{-1}) (b) nos sedimentos na profundidade de 0-5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20/21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25(outubro/2024 – março/2025/Ano 7) e chuvoso_25/26(outubro/2025 – março/2026/Ano 8)) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5); seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25(abril/2025 – julho/2025/Ano 7)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estuários que deixaram de ser monitorados a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas) reportados até o RSE 2025. As letras indicam diferentes grupos estatísticos ($p<0,05$). O estuário será representado com' $p>0,05$' quando não houver diferença estatística significativa entre os períodos. NA: período não amostrado devido às restrições acerca da pandemia de COVID-19. < LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação. (**). TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (Threshold Effect Concentration). PEL: Nível de prováveis efeitos (Probable Effect limit) e AET: Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico (Apparent Effects Threshold).



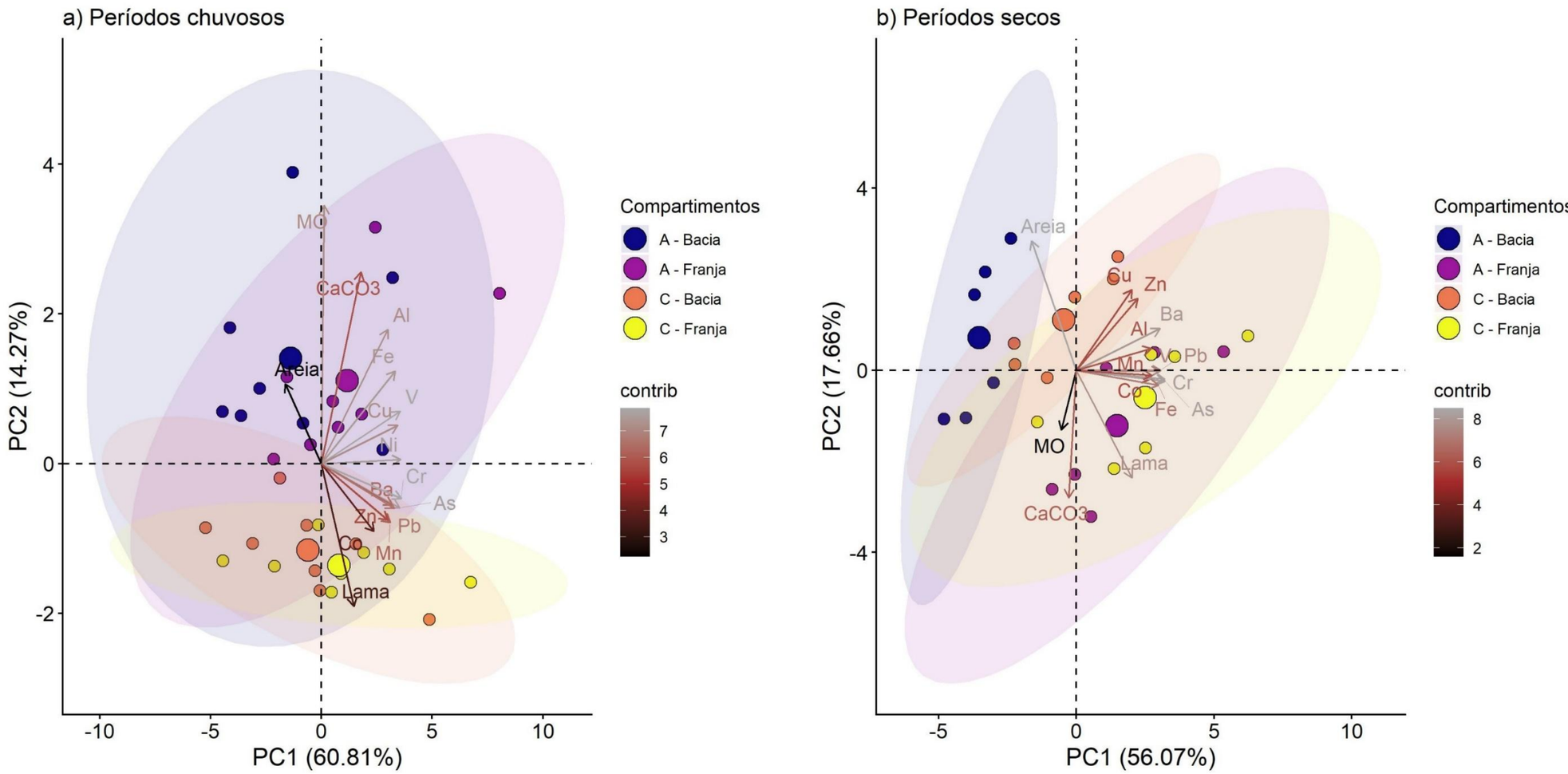
O rio Doce (RD) apresenta contaminação por cobre (Cu) em todos os pontos amostrados desde o período seco 23, com valores acima do limite TEL. Por outro lado, os compartimentos A e C registram concentrações de zinco (Zn) e Cu abaixo do limite TEL até o momento atual do monitoramento (chuvoso 25/26). Em determinadas concentrações o Cu e o Zn podem contribuir positivamente para o crescimento das plantas, entretanto, ressalta o efeito deletério de elementos quando em altas concentrações, inclusive no que diz respeito à assimilação de outros nutrientes com cargas iônicas similares. Along *et al* (2017) observaram melhoramento no crescimento de plantas de mangue em concentrações adequadas de cobre. Por outro lado, níveis sub-letais de Cu podem inibir o crescimento das plantas e contribuir para o espessamento da exoderme e provocar o aumento da lignificação, criando uma barreira impermeável, o que eventualmente reduz as chances de sua reabsorção pelas raízes da planta e, eventualmente, causar danos as raízes (ALONG *et al*., 2017; YRUELA, 2005). Essas respostas tornam preocupante o resultado reportado durante o monitoramento PMBA/Fest-UFES, no qual esses dois metais exibiram bioacumulação média nas folhas das três espécies monitoradas pelo Tema Manguezal (*Rhizophora mangle*, *Langucularia racemosa* e *Taliparitі pernambucense*) (RT46-RA2023 (Fest, 2024)). Apesar do Zn e Cu serem micronutrientes que possam ser utilizados para o crescimento de espécies de plantas de mangue, a absorção de metais pelas plantas costumam ser baixa o que possivelmente não altera as concentrações de metais nos sedimentos (Machado *et al* 2002). Além disso, em altas concentrações de Zn pode prejudicar o transporte de elétrons na fotossíntese e afetar na estatura das plantas (SRIDHAR *et al*., 2007; WANG *et al*., 2009).

Figura 9: Indicador Abiótico Sedimentos - Distribuição da concentração de cádmio (mg kg^{-1}) nos sedimentos na profundidade de 0 a 5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20/21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25(outubro/2024 – março/2025/Ano 7) e chuvoso_25/26(outubro/2025 – março/2026/Ano 8)) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5); seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25(abril/2025 – julho/2025/Ano 7)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental de Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Estuários que deixaram de ser monitorados a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES (Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas) reportados até o RSE 2025. As letras indicam diferentes grupos estatísticos (p<0,05). O estuário será representado com' p>0,05' quando não houver diferença estatística significativa entre os períodos. NA: período não amostrado devido às restrições acerca da pandemia de COVID-19. < LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação. (**). TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (Threshold Effect Concentration). PEL: Nível de prováveis efeitos (Probable Effect limit) e AET: Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico (Apparent Effects Threshold).



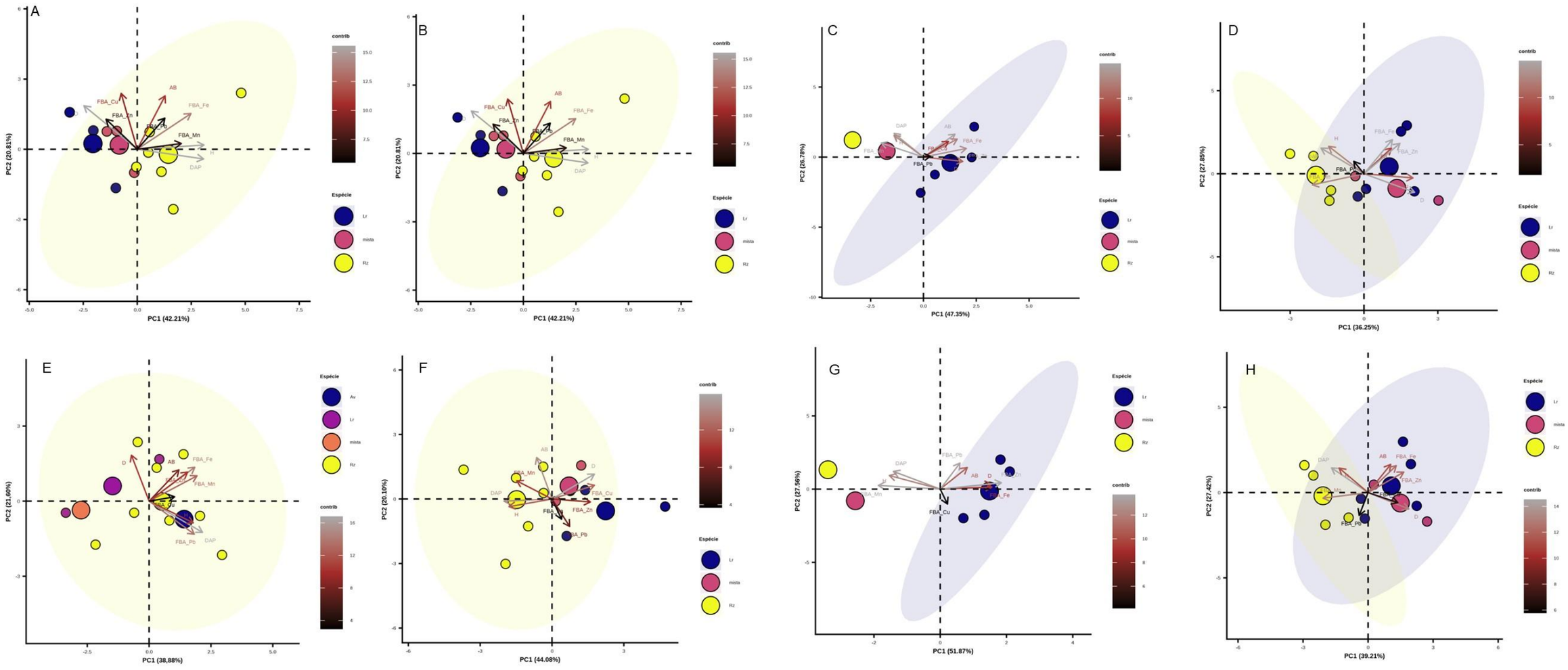
Os maiores destaques para o cádmio (Cd) ocorreram no período seco 19 para os compartimentos A e C, com valores ultrapassando o limite de referência TEL (RT46-RA2023 Fest, 2024). Com exceção de uma estação contaminada no chuvoso 20/21, as concentrações de cadmio se mantiveram abaixo do limite de contaminação, inclusive com alguns anos tendo valores abaixo do limite de quantificação (< LQ, anos 4 e 6), especialmente para o chuvoso 25/26 em BN. Esse resultado pode ser benéfico para esses manguezais, uma vez que o Cd em altas concentrações pode causar efeitos adversos como baixa transpiração e redução da condutância estomática, processos fundamentais para a assimilação de carbono (BUENDÍA-VALVERDE, 2023).

Figura 10: Indicador Abiótico Sedimentos – Análise de componente principal (PCA) levando em consideração os tipos fisiográficos de franja e bacia nos compartimentos A e C, através da função biplot com a contribuição de cada variável, utilizando as concentrações de metais nos sedimentos (mg kg-1), teor de matéria orgânica (MO), teor de carbonato de cálcio ($CaCO_3$) e granulometria (cascalho (%), areia (%) e lama (%)); considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4); chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5); chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6); chuvoso_24/25 (outubro/2024 – março/2025/Ano 7) e chuvoso_25/26 (outubro/2025 – março/2026/Ano 8)) (a) e os períodos secos (seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3); seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4); seco_23 (abril/2023 – julho/2023/Ano 5) seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6); seco_25 (abril/2025 – julho/2024/Ano 7)) (b) nos tipos fisiográficos de franja e bacia dos manguezais dos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (São Mateus e Barra Nova) durante o monitoramento PMBA/Fest-UFES. Al: alumínio; As: arsênio; Ba: bário; Co: cobalto; Ni: níquel; Cr: cromo; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; V: Vanádio; e Zn: zinco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



As PCA exibidas na Figura 10 explicam 75,08% (PC1:60,81%, PC2: 14,27%) das variabilidades dos dados para o período chuvoso, e 73,73% (PC1:56,07%, PC2: 17,66 %) para os dados do período seco nos compartimentos A e C. A maioria dos metais foi concentrada no eixo x da PCA (PC1), com contribuições mais altas de Ni, V, As e Cu. Na PC2 (eixo y), as maiores contribuições foram da MO, $CaCO_3$, Lama, Al e Fe. Em relação ao período seco, os metais, em sua maioria, concentraram-se no eixo x da PCA (PC1) com contribuições mais altas de As, Cr, Pb e V. Na PC2 (eixo y), as maiores contribuições foram do $CaCO_3$, Areia, Lama e MO. Neste período, as franjas permanecem com os maiores níveis de metais, comparativamente as suas respectivas bacias, explicados por seus maiores teores de lama. Assim como a fração lama, o $CaCO_3$ foi mais atrelado a franja, confirmando a maior influência da maré sobre os sedimentos destes tipos fisiográficos, resultando em teores mais salinos e frações mais lamosas. Houve sobreposição das franjas de ambos os compartimentos e proximidade de seus centroides durante o período seco. Em relação a PCA do período chuvoso, a proximidade dos centroides entre os tipos fisiográficos de franja e bacia em cada compartimento (RSE2024) foi consequência da intensidade da vazão neste período, tornado a contaminação mais abrangente em escala espacial. No compartimento C, a sobreposição entre franja e bacia indica uma aproximação das concentrações de metais nas áreas amostradas. Durante o período chuvoso, o aumento do fluxo fluvial e dos eventos de ressuspensão (costeira e fluvial), assim como por mudanças biogeoquímicas, podem contribuir o aumento da concentração de metais, inclusive nas bacias. No que se refere a PCA do período seco, é possível notar alguma sobreposição entre a franja e bacia do compartimento C. Nos períodos anteriores (seco/23 e seco/24) até o seco/25 (RT46-RA2024 (Fest, 2025), houve aumento das concentrações de metais, influenciando na bacia do compartimento C. Ressalta-se a maior influência da deriva litorânea na plataforma continental desse compartimento durante o inverno e, portanto, recebendo maiores aportes de sedimentos oriundos do rio Doce. As bacias do compartimento A seguem como as mais preservadas ao longo dos períodos secos durante o monitoramento, não demonstrando valores elevados de metais nem relação ao eixo x da PCA, onde se encontram desses elementos. O comportamento dos metais no sedimento observado entre franjas e bacias com alterações sazonais são explicados pelas diferenças nos processos hidrológicos (tipo de estuário e meteoceanográficos descritos em TOGNELLA *et al*. (2022).

Figura 11: Indicador Ecológico Flora- Estrutura populacional das florestas de mangue. Análise de componentes principais (ACP) entre os parâmetros estruturais e o fator de bioacumulação. As figuras de A a D referem-se ao período seco, enquanto as figuras de E e H correspondem ao período chuvoso. Legenda A - Piraquê-Açu 0-5, B - Piraquê-Mirim 0-5, C - Barra Nova 0-5, D - São Mateus 0-5, E - Piraquê-Açu 0-5, F - Piraquê-Mirim 0-5, G Barra Nova 0-5, H - São Mateus 0-5. Parâmetros estruturais coletados em outubro e novembro 2023.O Fator de bioacumulação foi determinado a partir dos dados de sedimento coletados na profundidade 0 a 5 cm. Dados foram coletados nos períodos de: outubro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; janeiro a fevereiro de 2025 (Chuvoso 2024/2025), junho a julho de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; janeiro a fevereiro de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Lr - *Laguncularia racemosa*, Rz - *Rhizophora mangle*, As – *Avicennia schaueriana*, mista – florestas sem dominância de uma única espécie, D- Densidade de indivíduos, H - altura média da floresta, AB - área basal total, DAP - diâmetro médio, FAB – fator de bioacumulação Fe/Pb/Cu/Zn/Mn ferro, chumbo, cobre, zinco e manganês. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



As Análises de Componentes Principais (ACPs) realizadas para os períodos seco 2025 e chuvoso 2026 mantiveram o padrão apresentado em FEST (2025), com a separação dos bosques com maior desenvolvimento estrutural dominados por *R. mangle* (Rz) e com menor desenvolvimento estrutural associados a *L. racemosa* (Lr) e aos bosques mistos. sse padrão foi acompanhado pela distribuição dos vetores estruturais, especialmente diâmetro à altura do peito (DAP), altura (H) e área basal (AB), que apresentaram orientação semelhante na maioria das ACPs, indicando que essas variáveis contribuíram de forma consistente para a diferenciação estrutural dos bosques.

Em relação aos fatores de bioacumulação avaliados, o manganês (FBA_Mn) apresentou o padrão mais consistente entre os períodos avaliados. Nas ACPs, o FBA_Mn mostrou associação recorrente com os agrupamentos dominados por *Rhizophora mangle*, diferenciando-se dos demais elementos analisados. Esse resultado sugere que a absorção e o acúmulo de manganês podem estar relacionados não apenas às características ambientais locais, mas também a atributos fisiológicos e morfológicos específicos dessa espécie. A associação entre *R. mangle* e o manganês encontra respaldo na literatura. Ocampo *et al*. (2023) destacaram o potencial dessa espécie para a bioacumulação seletiva de Mn em ambientes estuarinos, enquanto Medina *et al*. (2015) atribuíram à arquitetura complexa do sistema radicular de *R. mangle* um papel relevante na retenção de partículas finas e na absorção diferencial de metais-traço. Essas características podem favorecer a incorporação de manganês aos tecidos vegetais, contribuindo para os padrões observados nas ACPs.

Embora variações sazonais tenham sido observadas na distribuição dos agrupamentos e na contribuição relativa das variáveis, a associação entre *R. mangle* e o fator de bioacumulação de Mn manteve-se relativamente estável entre os períodos seco e chuvoso. Esse resultado sugere que a composição florística pode exercer influência importante sobre a dinâmica de absorção desse elemento, reforçando a necessidade de considerar a identidade das espécies dominantes em avaliações ecológicas e programas de monitoramento ambiental de manguezais.

Figura 12: Indicador Ecológico Flora – Estrutura populacional das florestas de mangue. Análise comparativa entre densidade de indivíduos e diâmetro à altura do peito (DAP) com base na curva proposta por Jimenez *et al.* (1985). Legenda: A - Piraquê-Açu B - Piraquê-Mirim C - Barra Nova, D - São Mateus. Parâmetros estruturais coletados nos períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), e outubro-novembro 2023/Ano5 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. PAF1- Piraquê-Açu franja ano1; PAB1- Piraquê-Açu bacia ano1; PAF3- Piraquê-Açu franja ano3 ; PAB3- Piraquê-Açu bacia ano3; PAF5- Piraquê-Açu franja ano5 ; PAB5- Piraquê-Açu bacia ano5; PMF1- Piraquê-Mirim franja ano1; PM1B- Piraquê-Mirim bacia ano1; PMF3- Piraquê-Mirim franja ano3 ; PMB3- Piraquê-Mirim bacia ano3; PMF5- Piraquê-Mirim franja ano5 ; PM5- Piraquê-Mirim bacia ano5; BNF1- Barra Nova franja ano1; BNB1- Barra Nova bacia ano1; BNF3- Barra Nova franja ano3; BNB3- Barra Nova bacia ano3;BN5F- Barra Nova franja ano5 ; BN3B Barra Nova bacia ano5; SMF1- São Mateus franja ano1; SMB1- São Mateus bacia ano1; SMF3- São Mateus franja ano3; SMB3- São Mateus bacia ano3; SMF5- São Mateus franja ano5; SMB5- São Mateus bacia ano5. A coleta da fitossociologia foi realizada a cada dois anos sendo mantidos os resultados.

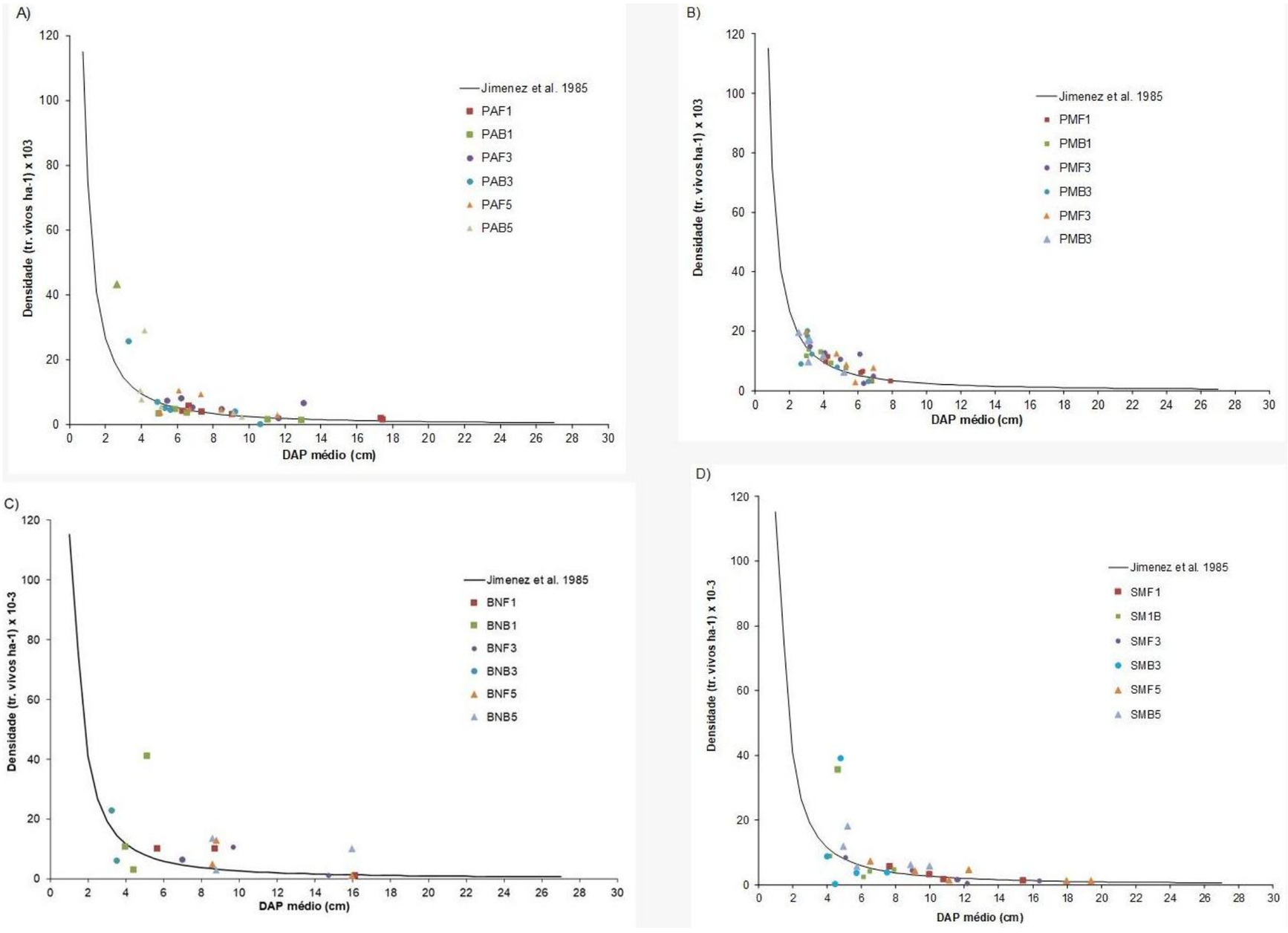


Figura 13: Indicador ecológico Flora - Estrutura populacional das florestas de mangue. Análise de agrupamento Tanglegram, considerando os parâmetros estruturais: densidade de indivíduos, altura média da floresta, área basal total, DAP (diâmetro médio). Parâmetros coletados nos períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1) e outubro-novembro 2023/Ano 5, durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Legenda: PA-Piraquê-Açu; PM- Piraquê-Mirim; SM- São Mateus; BN- Barra Nova. A coleta da fitossociologia foi realizada a cada dois anos sendo mantidos os resultados.

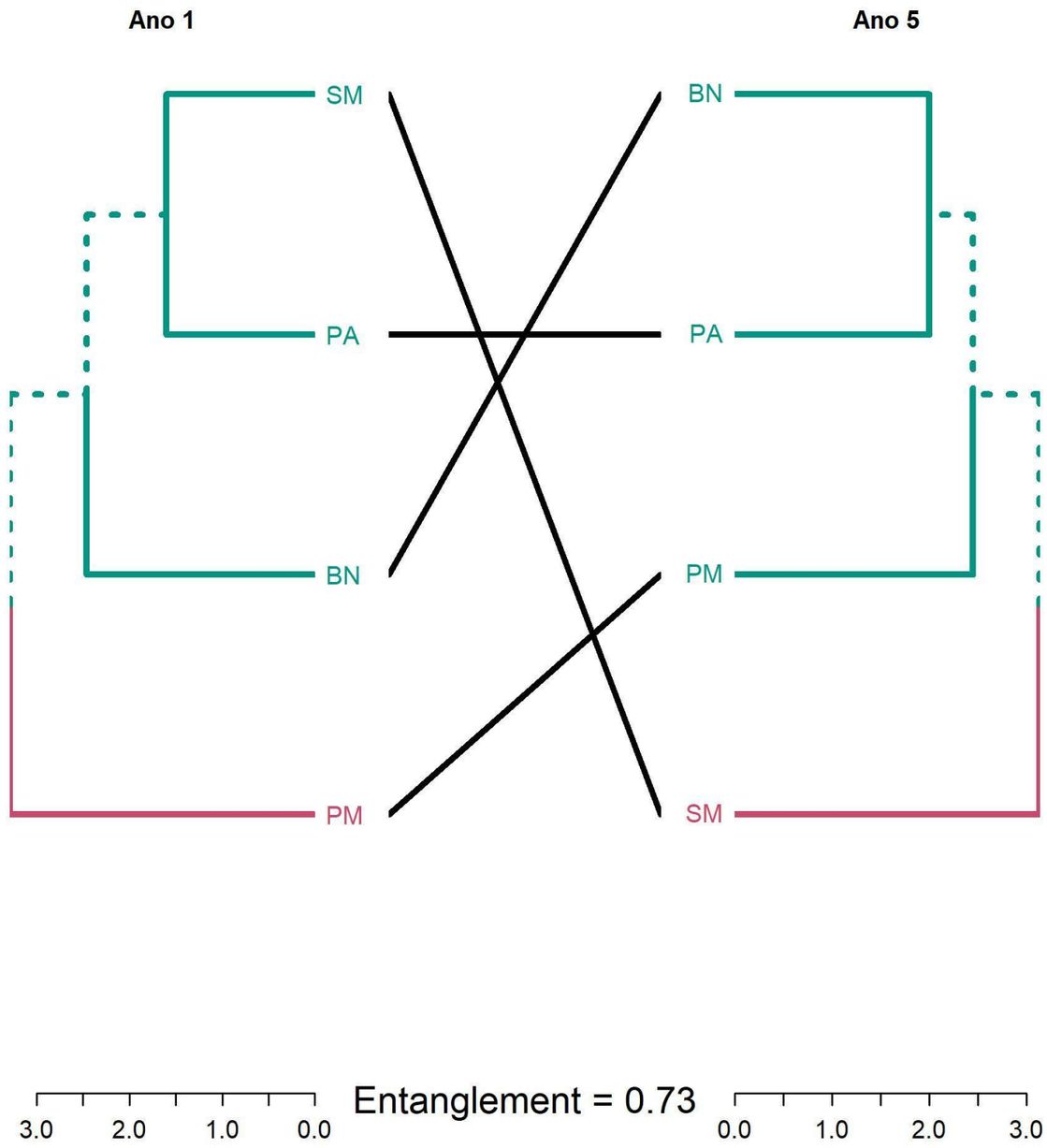


Tabela 1: Indicador Ecológico Flora- Estrutura populacional das florestas de mangue. Parâmetros coletados em outubro-novembro 2023(Ano 5). Legenda: Av = *Avicennia* spp., Lr – *Laguncularia racemosa*; Rz- *Rhizophora mangle*. A coleta da fitossociologia foi realizada a cada dois anos sendo mantidos os resultados

Estuário	Tipo fisiográfico		Densidade (tr. vivos ha^{-1})	DAP médio (cm)	Altura (m)	Área Basal (m^2 ha^1)	Contribuição em área basal (%)						Tronco / Indivíduo
							Av viva	Av morta	Lr viva	Lr morta	Rz viva	Rz morta	
Piraquê-Açu	Franja	Média	8645	7.0	5.00	25.00	5.0	2.0	19.9	5.1	66.0	2.0	1.2
		Máximo	9091	11,58	8,01	19,42	15,7	8,66	94,74	21,55	90,98	10,17	1.8
		Mínimo	2781	5,08	2,88	43,29	0.0	0.0	0.0	0.0	9,54	0.0	1.1
	Bacia	Média	8024	7.0	5.00	25.00	11,01	0.3	26,17	7,52	51,79	2,6	1,22
		Máximo	28889	9.6	6,06	42,22	66,02	1.7	80,8	9,62	91,64	8,36	1.6
		Mínimo	2262	4.0	2,76	10,37	0.0	0.0	0,56	0.0	0.0	0.0	1.0
Piraquê-Mirim	Franja	Média	10497	5.0	4.00	20.00	11,05	1,77	8,09	8,80	66,71	3,58	1,18
		Máximo	20000	6,87	6,07	28,39	28,63	10,64	43,21	32,20	99,38	11,25	1,52
		Mínimo	2867	2,52	2,52	10.00	0.0	0.0	0.0	0.0	11,68	0,10	1,02
	Bacia	Média	13528	3.0	3.00	16.00	0,16	0,15	40,52	26,24	31,89	0,80	1,7
		Máximo	19592	5,17	4,21	20,09	0,97	0,89	60,41	40,21	98,06	11,25	2,23
		Mínimo	6222	2,52	2,11	12,24	0.0	0.0	0,04	0,03	1,91	0.0	1,07
Barra Nova	Franja	Média	6200	11.0	7.00	47.00	3.0	0.0	44.0	11.0	41.0	1.0	1.0
		Máximo	12800	15,96	8,47	85,74	10,39	0.0	90,21	22,13	99,45	2,15	1,15
		Mínimo	1000	8,57	4,68	20,12	0.0	0.0	55,57	0.0	0.0	0.0	1,07
	Bacia	Média	17797	4.0	3.00	29.00	10.0	1.0	75.0	12.0	2.0	0.0	2.0
		Máximo	30000	5,02	4,88	64,03	28,05	4,03	92,84	21,63	5,43	0.0	2,89
		Mínimo	9938	2,43	1,78	5,16	0.0	0.0	55,57	6,93	0.0	0.0	1,45
São Mateus	Franja	Média	3374	13.0	9.00	34.00	0.0	0.0	37.0	4.0	58.0	1.0	1.0
		Máximo	7333	19,39	13,17	56,68	0.0	0.0	96,79	16,85	97,04	3,24	1,93
		Mínimo	1233	6,53	3,96	15,14	0.0	0.0	0,05	0,5	1,89	0.0	1,21
	Bacia	Média	9513	7.0	6.00	36.00	7.0*	0.0	55.0	13.0	23.0	2.0	1.0
		Máximo	18125	8,87	9,90	45,69	34,84*	0.0	98,96	35,26	58,84	8,08	1,68
		Mínimo	5508	4,24	4,24	22,12	0.0	0.0	26,26	1,04	0.0	0.0	1,15

**Avicennia germinans*

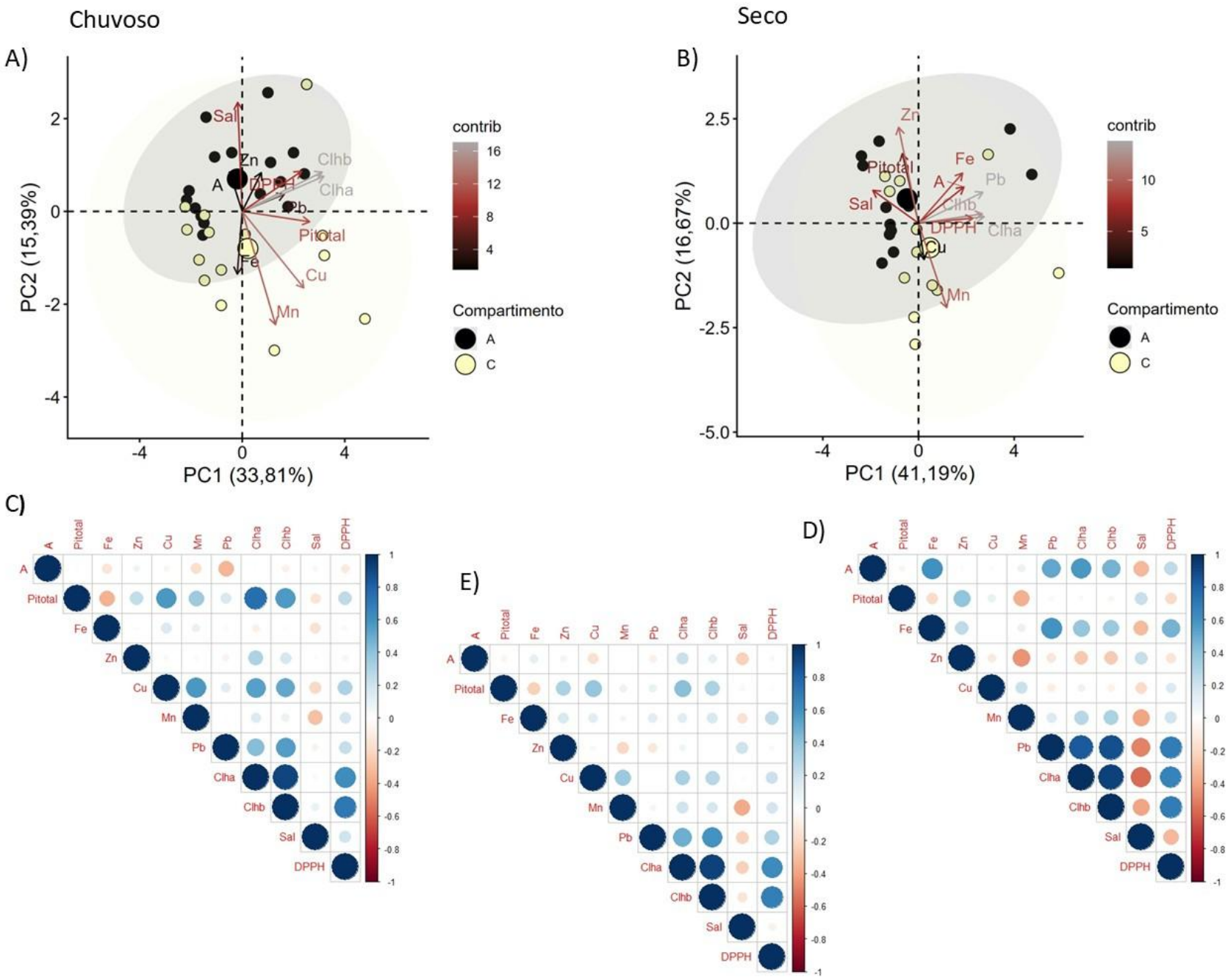
No estuário do rio Piraquê-Açu, observa-se aumento na densidade de indivíduos e diminuição do Diâmetro à Altura do Peito (DAP) médio quando comparado ao primeiro ano de monitoramento nas florestas de franja (Figura 12a). Os valores de densidade superam os previstos pelo modelo, sugerindo possível padrão de sucessão secundária. Nas parcelas ao longo do rio Piraquê-Mirim, a distribuição dos dados está próxima aos valores registrados por Jimenez *et al.* (1985) para florestas com desenvolvimento saudável (Figura 12). Conforme destacado por Jimenez *et al.* (1985), a maturidade e a idade da floresta influenciam a densidade dos troncos. À medida que a floresta amadurece, o número de indivíduos diminui devido à competição por espaço e ao desenvolvimento das raízes.

Ao analisar a Figura 12c e Figura 12d, percebe-se que os dados deste estudo para bosques de bacia se distanciam da curva proposta por Jimenez *et al.* (1985) até o terceiro ano de monitoramento. Esse distanciamento é explicado pela redução do DAP, indicando mudanças na estrutura do bosque e no sequestro de carbono. Cavalcanti *et al.* (2009) indicam que, quando a densidade de troncos é significativamente menor do que o esperado para uma determinada classe de DAP, pode haver áreas alteradas, com espaços não preenchidos por espécies de mangue. A comparação entre os agrupamentos nos anos 1 e 5 revela alterações na estrutura das florestas de mangue ao longo do monitoramento (Figura 13).

No ano 1, São Mateus (SM) e Piraquê-Açu (PA) formavam um agrupamento conjunto, sugerindo similaridades estruturais. No entanto, no Ano 5, essas duas áreas passaram a ser agrupadas separadamente. Para o Piraquê- Açu em relação ao ano 1 houve aumento na densidade atual (RRDM, 2019 RT 21, Anexo 5 Manguezal) fato que pode ser responsável pela mudança no agrupamento descrito neste relatório, uma vez que os bosques de Barra Nova apresentam características de florestas jovens e, desta forma, alterando a relação do Piraquê-Açu com as florestas mais maduras como observado no início do monitoramento (Tabela 1) (LOPES *et al.* 2020).

Os bosques Piraquê-Mirim (PM) mantiveram agrupamento distinto nos anos 1 e 5, sugerindo uma relativa estabilidade em suas características estruturais. Essa estabilidade pode ser observada na Figura 12b onde não há mudanças significativas na composição estrutural das florestas de franja e bacia ao longo do monitoramento. Por fim, o estuário do rio São Mateus (SM), mudou de agrupamento entre os anos 1 e 5, o que pode indicar mudanças na estrutura da floresta nessa área ao longo do tempo.

Figura 14: Indicador Ecológico Flora – *Rhizophora mangle*. Análise de componentes principais (ACP) (A e B) e correlação de Spearman (C, D e E) entre parâmetros fisiológicos, salinidade e metais no tecido foliar considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) e chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso_26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5), seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Nos manguezais do Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) (Compartimento A); Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C). Legenda: PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2, Mn/Fe/Zn/Pb/Cu – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A e C: Período chuvoso; B e D: Período seco; E: Período chuvoso e seco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.

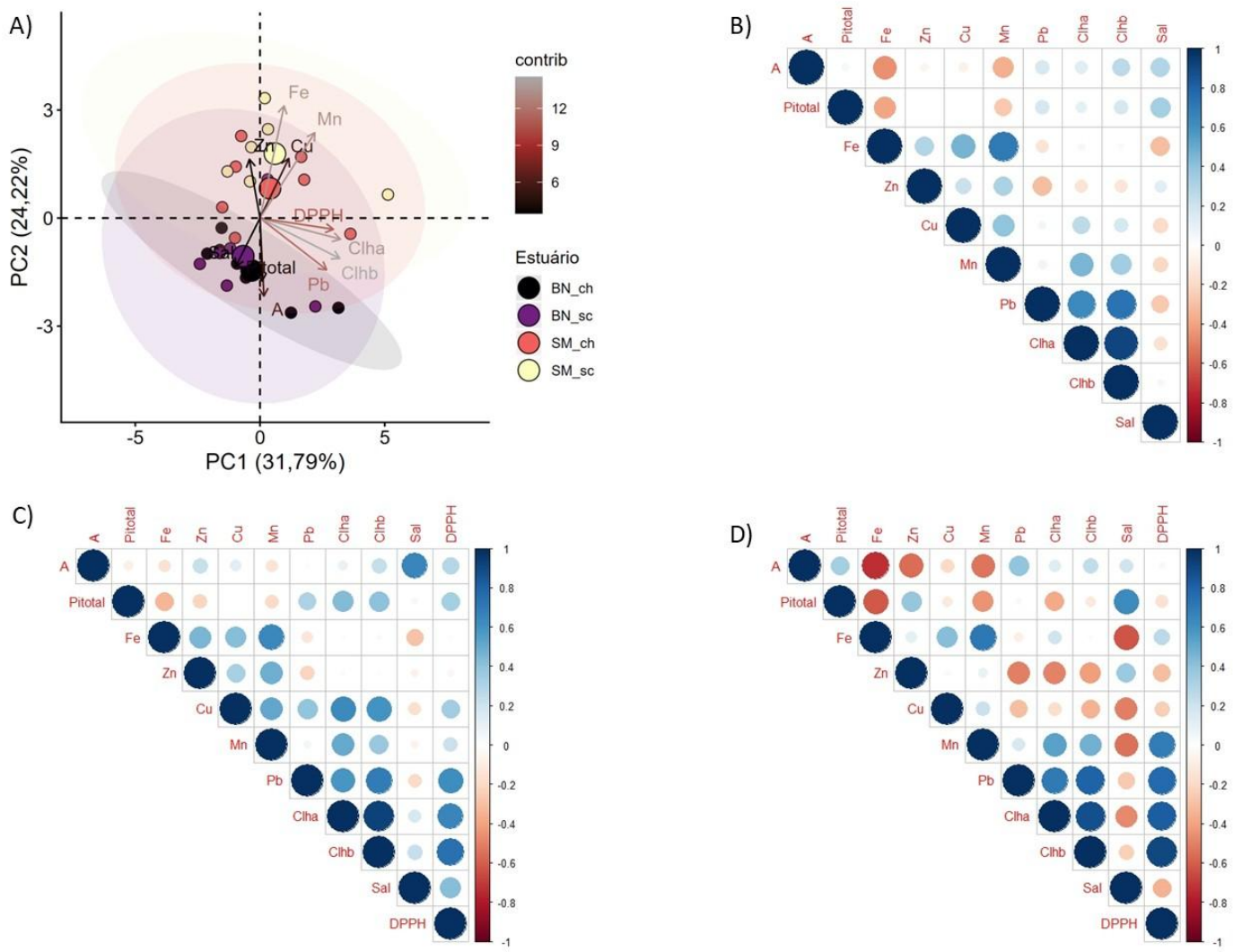


Na espécie *Rhizophora mangle* os parâmetros fisiológicos e a concentração de metais foliares foram integrados por meio de Análise de Componentes Principais (ACP) e por meio de correlações par a par. Os dados do monitoramento foram separados em períodos chuvosos e secos com a finalidade de identificar padrões sazonais no desempenho fotossintético e na absorção de metais nos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus). O resultado da ACP, com a inserção dos dados de chuvoso 25/26, mantem o padrão já reportado ao longo do monitoramento, indicando o melhor desempenho fotossintético nos indivíduos crescendo no compartimento A, como melhor eficiência no transporte de elétrons (PI_{TOTAL}) e maiores concentrações de pigmentos fotossintético (clorofila *a* e clorofila *b*) que impulsionam os processos de fotossíntese nas plantas. As correlações positivas entre o metal foliar Zn e PI_{TOTAL} ($r_{Zn \times PITOTAL} = 0,40$; $p < 0,05$) confirmam a atuação do zinco nas amostras foliares (FEST, 2024; FEST, 2025a; FEST, 2025b), este elemento participa na estruturação da membrana celular, na fotossíntese, na síntese de proteínas e na proteção contra seca (NOULAS *et al.*, 2018). No lado oposto ao centroide, a ACP separa os metais foliares Mn, Fe e Cu associado-os aos estuários do compartimento C. Esse resultado é reforçado pela correlação negativa entre Fe e PI_{Total} ($r_{Fe \times PITotal} = -0,42$; $p < 0,05$), padrão identificado anteriormente (FEST, 2025a; FEST, 2025b) que indica sinal de estresse crônico na aquisição de carbono, resultando em menor desempenho fotossintético (CHENG *et al.*, 2012; HUANG *et al.*, 2019; BARCELOS *et al.*, 2022; PASCOALINI *et al.*, 2024). O Cu foliar mantém o mesmo padrão reportado anteriormente, e, apesar de estar associado ao PI_{Total}, registra correlação positiva com as clorofilas ($r_{Cu \times clorofila\ a} = 0,43$; $p < 0,05$; $r_{Cu \times clorofila\ b} = 0,41$; $p < 0,05$) e, consequentemente, com a eficiência fotoquímica ($r_{clorofila\ a \times PITotal} = 0,76$; $p < 0,01$; $r_{clorofila\ b \times PITotal} = 0,67$; $p < 0,01$). Entretanto, sua presença na folha é acompanhada do aumento no estresse oxidativo, ($r_{DPPH \times Cu} = 0,68$; $p < 0,01$; $r_{DPPH \times clorofila\ a} = 0,64$; $p < 0,01$; $r_{DPPH \times clorofila\ b} = 0,66$; $p < 0,01$). Esses resultados são similares aos reportados em Fest (2025a, 2025b) nas espécies monitoradas e para a espécie *Bruguiera gymnorrhiza* (Rhizophoraceae) em experimentos submetidos à níveis intermediários de contaminação por Cu, o qual registrou aumento na concentração de clorofilas acompanhado por estresse oxidativo (SHANG *et al.*, 2024). Por conseguinte, apesar do Fe e Cu serem considerados nutrientes essenciais para o funcionamento celular, crescimento e desenvolvimento das plantas, suas concentrações nos tecidos foliares são fatores de estresse para a produção primária na vegetação de mangue (FEST, 2023a; FEST, 2023b; FEST, 2024; FEST, 2025a; FEST, 2025b). Ressalta-se a associação do Pb foliar a esse compartimento no período chuvoso, evidenciando a influência desse metal em ambos os compartimentos. Além disso, os resultados obtidos indicam o papel sensível das clorofilas na fisiologia do estresse (AGATHOKLEOUS *et al.*, 2020), o que possivelmente justifica a correlação positiva observada entre as clorofilas e Pb ($r_{Pb \times clorofila\ a} = 0,56$; $p < 0,01$; $r_{Pb \times clorofila\ b} = 0,56$; $p < 0,01$). O resultado da ACP atualizado para o período seco 2025 reforça o que vem sendo reportado em Fest (2024, 2025a), sendo o melhor desempenho fotossintético no compartimento A associado ao Fe e Zn foliar. Esse resultado é confirmado pela correlação positiva entre *A* e Fe ($r_{A \times Fe} = 0,55$; $p < 0,01$) e entre PI_{TOTAL} e Zn ($r_{PITOTAL \times Z} = 0,40$; $p < 0,05$). Diferentemente do observado em Fest (2025a) no período seco 2025 não foi encontrado associação do Fe com a atividade oxidante, uma vez que não foi encontrada correlação do metal foliar com o DPPH. Esses resultados indicam, que em

concentrações moderadas nos tecidos foliares, o Fe atua como cofator limitante positivo para a fixação de carbono e o Zn atua positivamente no índice de desempenho fotoquímico, otimizando a estabilidade do fluxo de elétrons (DANG *et al.*, 2024). Assim, como no período chuvoso, houve correlação significante entre Pb e clorofilas ($r_{Pb \times clorofila\ a} = 0,49$; $p < 0,05$; $r_{Pb \times clorofila\ b} = 0,62$; $p < 0,01$) e das clorofilas com o estresse oxidativo ($r_{DPPH \times clorofila\ a} = 0,45$; $p < 0,05$; $r_{DPPH \times clorofila\ b} = 0,42$; $p < 0,05$), além de Pb e assimilação de carbono ($r_{Pb \times A} = 0,51$; $p < 0,01$) reforçando o papel das clorofilas nos processos fisiológicos sob estresse. Com o atual conjunto de dados não foi observado correlações significantes entre os metais e a atividade fotossintética no compartimento C, contudo a menor capacidade de fotossíntese registrada no compartimento continua sendo associada ao Mn e Cu no tecido foliar. O fato do compartimento C está sempre associado ao Mn foliar é importante, uma vez que Pascoalini *et al.* (2024) registraram alteração do metabolismo energético em *R. mangle* para o período seco no Ano 1 em locais com elevadas concentrações de Mn no tecido foliar, com comprometimento da fotossíntese e aumento no estresse oxidativo. No período seco, o elevado teor de sal intersticial continua sendo um fator limitante aos processos fotossintéticos para a vegetação (FEST, 2025a). O estresse salino é verificado a partir da correlação negativa da salinidade com as clorofilas ($r_{salinidade \times clorofila\ a} = -0,61$; $p < 0,01$; $r_{salinidade \times clorofila\ b} = -0,51$; $p < 0,05$) e, também, com a atividade oxidativa ($r_{salinidade \times DPPH} = -0,42$; $p < 0,05$). O aumento da salinidade é observado desde o Ano 3 e desde então se mantem elevada, principalmente nos estuários do rio Piraquê-Mirim e Barra Nova que tem alcançado valores de salinidade acima de 30. Essa informação é relevante uma vez que o estresse salino é apontado como a variável central nos processos fotossintéticos nas plantas de *R. mangle* (LOPES *et al.*, 2019; PASCOALINI *et al.*, 2022) e, quando expostos a períodos prolongados de seca, são mais susceptíveis aos efeitos oxidantes resultantes da exposição crônica aos metais. Quando a análise de correlação é realizada independente do período climático, o efeito positivo das clorofilas sobre o desempenho fotossintético no transporte de elétrons é mantido ($r_{clorofila\ a \times PITotal} = 0,53$; $p < 0,01$; $r_{clorofila\ b \times PITotal} = 0,47$; $p < 0,01$). Além dos pigmentos, a concentração de Zn foliar permanece atuando positivamente sobre o metabolismo energético em plantas de *R. mangle* ($r_{Zn \times PITotal} = 0,39$; $p < 0,01$), confirmando ser um fator importante para a eficiência fotoquímica. Por outro lado, a resposta das clorofilas ao estresse por metais também foi observada, podendo ser interpretada a partir da correlação entre estresse oxidativo e as clorofilas ($r_{DPPH \times clorofila\ a} = 0,57$; $p < 0,01$; $r_{DPPH \times clorofila\ b} = 0,56$; $p < 0,01$). Em contrapartida, os metais foliar Fe e Cu continuam comprometendo a fotossíntese (FEST, 2025b). O Fe correlacionou-se negativamente com o desempenho fotossintético ($r_{Fe \times PITOTAL} = -0,31$; $p < 0,05$), enquanto o Cu registra correlação positiva com o estresse oxidativo ($r_{Cu \times DPPH} = 0,46$; $p < 0,01$), ainda que tenha sido observada correlação positiva com as clorofilas ($r_{Cu \times clorofila\ a} = 0,27$; $p < 0,05$; $r_{Cu \times clorofila\ b} = 0,30$; $p < 0,05$). O efeito negativo do Pb na planta é confirmado pela correlação positiva entre este metal e o DPPH ($r_{Pb \times DPPH} = 0,30$; $p < 0,05$), apesar da correlação positiva com as clorofilas ($r_{Pb \times clorofila\ a} = 0,57$; $p < 0,01$; $r_{Pb \times clorofila\ b} = 0,57$; $p < 0,01$). Como abordado em Fest (2025b) o efeito do Pb sobre a atividade antioxidativa é registrado apenas na análise geral. Por se tratar de um metal tóxico com impactos severos na redução na produção primária (HUANG e WANG, 2010; HUIHUI *et al.*, 2020) este resultado permanece altamente relevante. Além dos metais, a salinidade é outro fator limitante que vem se destacando na redução da produção primária ($r_{salinidade \times A} = -0,33$; $p < 0,05$). Esse comportamento está sendo registrado

desde o período seco 2024 (Ano 6), e detalhes adicionais estão reportados em Fest (2025a; 2025b). Contudo, vale destacar que, quando expostas a períodos prolongados de salinidade, as plantas tornam-se mais susceptíveis aos efeitos oxidantes resultantes da exposição crônica aos metais.

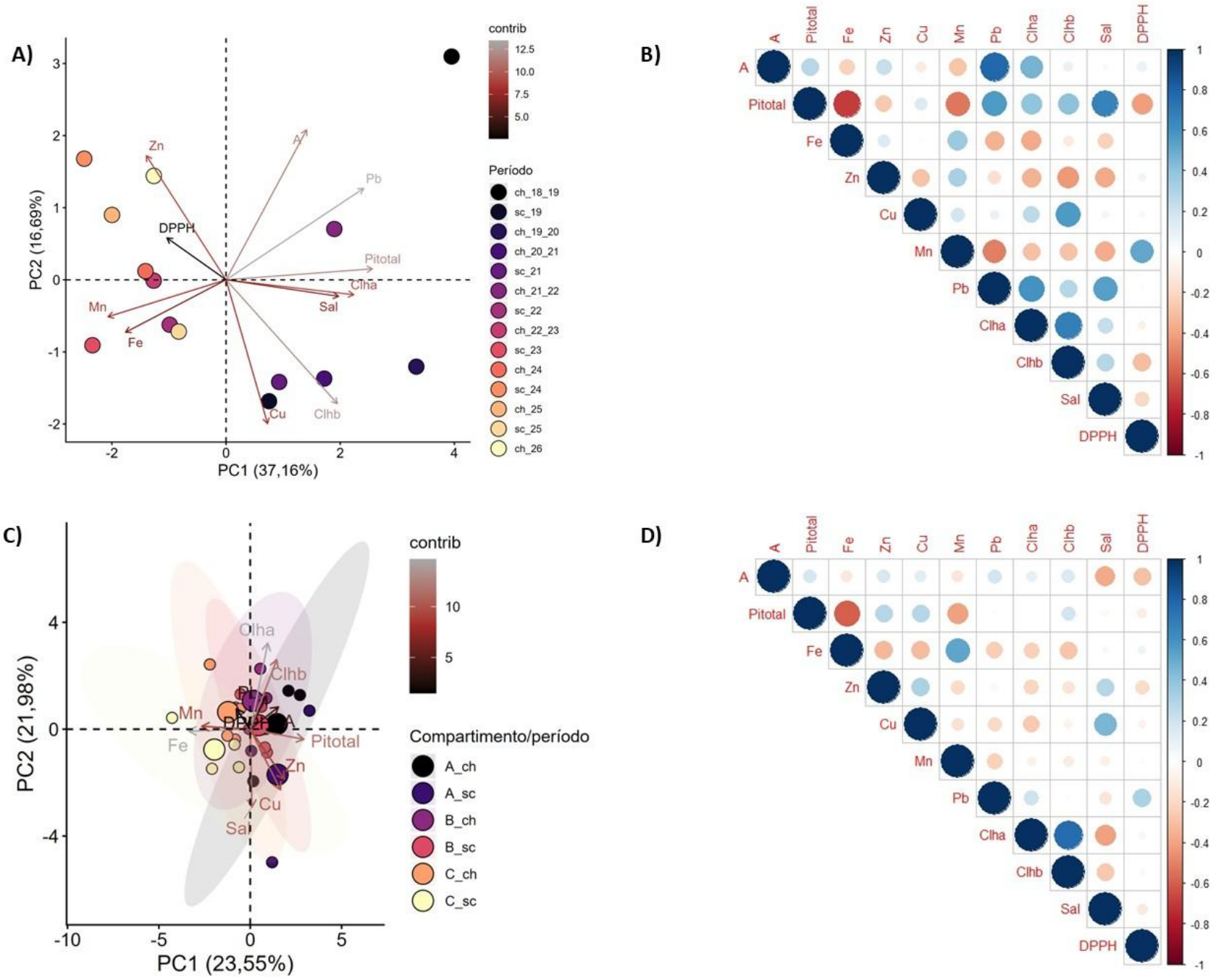
Figura 15: Indicador Ecológico Flora – *Laguncularia racemosa*. Análise de componentes principais (ACP) (A) e correlação de Spearman (B, C e D) entre parâmetros fisiológicos, salinidade e metais no tecido foliar considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso_26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5) , seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) nos manguezais de Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Legenda: PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2, Mn/Fe/Zn/Pb/Cu – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A: Período chuvoso e seco; B: Período chuvoso e seco C: Período chuvoso; D: Período seco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



A espécie *Laguncularia* racemosa foi avaliada quanto aos parâmetros fisiológicos e de metais foliares no compartimento C (Barra Nova e São Mateus). As análises integraram os períodos chuvoso e seco por meio de Análise de Componentes Principais (ACP) e correlações de Spearman, contemplando a série de dados do monitoramento PMBA/Fest-UFES até fevereiro de 2026. Com a atualização dos dados do período seco 2025 e chuvoso 2026, a ACP evidenciou a manutenção da separação dos estuários. Os metais foliares Fe, Mn, Cu, Zn mantiveram-se associados ao estuário de São Mateus, enquanto Pb permaneceu associado ao estuário de Barra Nova, independente do período sazonal. Apesar da associação do Pb foliar a Barra Nova, o melhor desempenho fotoquímico de *L. racemosa* continua sendo verificado nesse estuário, como observado em relatórios anteriores (FEST, 2023b; FEST, 2024; FEST, 2025a; FEST, 2025b). Esse resultado pode ser verificado pela correlação positiva entre PI_{TOTAL} e clorofila b ($r_{PITOTAL \times clorofila\ b} = 0,55$ $p < 0,05$), indicando maior eficiência na redução dos aceptores finais do Fotossistema I e, consequentemente, melhoria na produção primária. Por outro lado, o efeito dos metais sobre o desempenho fotoquímico no período chuvoso foi significativamente verificado apenas em São Mateus. Nesse estuário, o Cu foliar correlacionou-se positivamente com a concentração das clorofilas ($r_{Cu \times clorofila\ a} = 0,54$ $p < 0,05$; $r_{Cu \times clorofila\ b} = 0,57$ $p < 0,05$), comportamento que não havia sido observado em Fest (2023b; 2025a). Destaca-se que, embora o Cu seja um micronutriente essencial para o funcionamento celular e desenvolvimento vegetal, o incremento de suas concentrações nos tecidos foliares podem atuar como fator de estresse para a atividade fotossintética (MACFARLANE e BURCHETT, 2001). No período seco, os efeitos negativos das concentrações de Fe e Mn no tecido foliar sobre a produtividade primária de *L. racemosa* em São Mateus persistem, sendo reportado desde Fest (2024). Essas evidências são confirmadas pelas correlações significativas e negativas de A e PI_{Total} com Fe e Mn ($r_{A \times Fe} = -0,78$ $p < 0,01$; $r_{A \times Mn} = -0,64$ $p < 0,05$; $r_{PITotal \times Fe} = -0,80$ $p < 0,01$; $r_{PITotal \times Mn} = -0,62$ $p < 0,05$). Adicionalmente, a correlação negativa entre *A* e o Zn foliar ($r_{A \times Zn} = -0,62$ $p < 0,05$), confirma que, em concentrações não ideais, esse elemento pode atuar negativamente sobre a fotossíntese (NUALLA-ONG *et al*. 2020). A influência dos metais Fe e Mn na atividade antirradicalar é verificada, apontando para a indução de estresse oxidativo por meio da correlação positiva com DPPH ($r_{Fe \times DPPH} = 0,58$ $p < 0,05$; $r_{Mn \times DPPH} = 0,66$ $p < 0,05$) e pelo aumento na concentração de clorofila *b* sob estresse oxidativo ($r_{DPPH \times clorofila\ b} = 0,60$ $p < 0,05$). Apesar disso, a correlação positiva observada entre A e PI_{Total} ($r_{A \times PITotal} = 0,75$ $p < 0,01$), juntamente com a correlação com o DPPH e, deste, com as concentrações de clorofilas, há manutenção dos processos fotossintéticos, resultado do equilíbrio entre as fases fotoquímica e bioquímica da fotossíntese, comportamento observado anteriormente em Fest (2024; 2025a). A análise geral dos registros de todo o monitoramento valida o efeito negativo do Fe foliar na performance fotossintética de *L. racemosa* em São Mateus, conforme indicado pela correlação negativa entre Fe e *A* ($r_{Fe \times A} = -0,43$ $p < 0,05$). Convém apontar que o efeito negativo do metal foliar sobre a produtividade primária nesse estuário não era registrado desde Fest (2023b). Contudo, a partir de Fest (2025a) até o presente estudo, os efeitos danosos do Fe sobre os processos fisiológicos vêm sendo continuamente observados na espécie monitorada. Em contrapartida, o Pb foliar está fortemente associado ao estuário de Barra Nova e, aparentemente, não vem causando danos ao aparato fotossintético, conforme verificado na sua correlação com o incremento das concentrações de clorofilas ($r_{Pb \times clorofila\ a} = 0,42$ $p < 0,05$; $r_{Pb \times clorofila\ b} = 0,45$ $p < 0,05$).

Segundo Cabañas–Mendoza *et al.* (2023), o acúmulo de prolina e aumento da capacidade antioxidante confere a *L. racemosa* tolerância ao acúmulo de Pb. Esses mecanismos auxiliariam na quelação e sequestro de metais, bem como na eliminação de radicais livres (GUAN *et al.*, 2020; ZULFIQAR e ASHRAF, 2023). No entanto, a influência do Pb na atividade antirradicalar (FEST, 2023a; FEST, 2023b; FEST, 2024; FEST, 2025a) sugere a ocorrência de estresse oxidativo, como aponta a correlação entre Pb e DPPH ($r_{Pb \times DPPH} = 0,46$ $p < 0,05$). Além disto, o elemento atua no aumento da concentração de clorofila *a* e clorofila *b* sob estresse oxidativo ($r_{DPPH \times clorofila\ a} = 0,55$ $p < 0,05$; $r_{DPPH \times clorofila\ b} = 0,52$ $p < 0,05$) sendo padrão persistente (FEST, 2024; FEST, 2025a; FEST, 2005b). Giannakoula *et al*. (2021) observaram que altas concentrações de Pb reduzem a taxa fotossintética e a concentração de clorofila *a* em *Citrus aurantium*, enquanto que concentrações baixas não exercem nenhum efeito negativo, o que pode explicar a tolerância observada em Barra Nova. Dessa forma, os resultados de oito anos de monitoramento do projeto PMBA/Fest-UFES confirmam alterações consistentes na produtividade primária e na atividade antirradicalar de *L. racemosa*. Essas alterações estão associadas ao incremento dos metais foliares Fe e Mn no estuário de São Mateus e, de Pb no estuário de Barra Nova, em ambos os períodos. Os resultados confirmam a relevância da espécie como bioindicadora de substâncias tóxicas em ecossistemas estuarinos (SOUZA *et al.*, 2014).

Figura 16: Indicador Ecológico Flora – *Taliparitipernambucense*. Análise de componentes principais (ACP) (A e C) e Correlação de Spearman (B e D) entre parâmetros fisiológicos, salinidade e metais no tecido foliar. Legenda: PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, *A* - assimilação de CO_2, Mn/Fe/Zn/Pb/Cu – manganês, ferro, zinco, chumbo e cobre foliar, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, sal – salinidade intersticial, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar). A e B: ACP e correlação de Spearman contemplam os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) e chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso_26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5), seco_24 (abril/2024 – agosto/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) no rio Doce (compartimento B); C e D: contempla o período chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) e os períodos seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5) , seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. No Piraquê-Açu (Compartimento A), rio Doce (Compartimento B), São Mateus (Compartimento C). A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



A integração dos parâmetros fisiológicos e das concentrações de metais foliares na espécie *Taliparitipernambucense* foi avaliada a partir de Análise de Componentes Principais (ACP) e por correlações de Spearman. A análise considerou os períodos chuvosos e secos nos compartimentos A (Piraquê-Açu), B (rio Doce) e C (São Mateus), utilizando todos os dados do monitoramento realizados até fevereiro de 2026. A ACP envolvendo apenas o compartimento B manteve o padrão reportado em Fest (2025a; 2025b), ou seja, no agrupando obtido para *T. pernambucense,* todos os períodos amostrados até chuvoso 2021/2022 (Ano 4) permaneceram no lado direito da ACP, enquanto os demais períodos, de seco de 2022 ao chuvoso 2026, concentraram-se no lado esquerdo. Desta forma, os períodos agrupados à esquerda continuam associados às maiores concentrações foliares de Fe, Mn e Zn e, consequentemente, ao menor desempenho fotoquímico. Essa relação é verificada a partir da correlação negativa entre o Fe e Mn com o índice de desempenho fotoquímico ($r_{Fe\ x\ PITotal} = -0,72$; $p < 0,01$; $r_{Mn\ x\ PITotal} = -0,67$; $p < 0,01$). Esse resultado está diretamente relacionado à precipitação acima da média histórica no Ano 4 na bacia do rio Doce, que aumentou o fluxo de metais na bacia hidrográfica, como reportado pelo Tema Integração Fluvio-Estuarina em Fest (2024). Além disso, os dados atualizados indicam que as plantas monitoradas próximo à foz do rio Doce continuam sob os efeitos danosos dos metais. A melhor eficiência fotossintética, associada ao início do monitoramento, é sustentada pelo agrupamento de *A,* PI_{Total} e clorofilas, e corroborado pela correlação positiva entre os pigmentos fotossintéticos ($r_{clorofila\ a\ x\ clorofila\ b} = 0,83$; $p < 0,01$), como reportado em Fest (2025a; 2025b). Embora o Pb permaneça associado a esses parâmetros, é provável que sua concentração no tecido foliar ainda não induza redução na produtividade, como aponta a correlação positiva entre Pb e assimilação de carbono ($r_{Pb\ x\ A} = 0,73$; $p < 0,01$). Esse resultado, observado desde Fest (2025a), pode ser devido às estratégias utilizadas pela espécie para reduzir o estresse causado pelo Pb, como a compartimentação vacuolar que reduz seu acesso às estruturas fotossintetizantes (SHARMA *et al*., 2016). Convém ressaltar que o efeito do estresse do Pb na atividade oxidante, avaliado pela correlação com o DPPH, não é registrado para o rio Doce desde Fest (2023b). Da mesma forma, a correlação entre Cu e DPPH, reportada apenas em Fest (2023a; 2025a), reforça que o efeito dos metais sobre o estresse oxidativo nas plantas monitoradas nas áreas próximas à foz do rio Doce foram minizados. Entretanto, o comportamento fisiológico desta espécie é distinto daquelas consideradas como halófitas obrigatórias como é o caso das demais espécies de plantas analisadas.

O monitoramento de *T. pernambucense* nos três compartimentos teve início no novo ciclo PMBA/Fest-UFES. Desde então, observa-se a separação do compartimento C em relação aos compartimentos A e B, em função da maior concentração de Fe e Mn foliar no compartimento ao norte do rio Doce. Esses metais em excesso resultam em diminuição da atividade fotoquímica ($r_{Mn \times PITotal} = -0,48$; $p < 0,05$; $r_{Fe \times PITotal} = -0,54$; $p < 0,01$) e induzem o estresse oxidativo, sendo o Mn apontado como o principal indutor ($r_{Mn \times DPPH} = 0,49$; $p < 0,05$), conforme destacado em Fest (2025a, 2025b). A melhor atividade fotossintética observada no compartimento A (período chuvoso) e no compartimento B (período seco) foi evidenciada na ACP por sua associação com os metais Zn e Cu. Além disso, o compartimento A esteve sob influência de maior salinidade no período seco do Ano 6, registrando, a partir de então, correlação negativa entre salinidade e assimilação de carbono ($r_{salinidade \times A} = -0,65$; $p < 0,01$). Esse cenário evidencia o efeito dos sais sobre o aparato fotossintético e da atuação do Zn na atenuação desse estresse salino (SHAO *et al.*, 2023), com maior detalhamento apresentado em Fest (2025a). No compartimento B, mantém-se o padrão de associação do Pb foliar com as clorofilas (FEST, 2025a; FEST, 2025b), principalmente no período chuvoso. Entretanto, a concentração do metal aparentemente não tem causado danos ao aparato fotossintético, como indica a correlação positiva entre pigmentos fotossintéticos ($r_{clorofila\ a \times clorofila\ b} = 0,82$; $p < 0,01$). Contudo, vale destacar que em Fest (2023a) houve registro de correlação positiva entre Pb e DPPH, tornando-se necessário a continuidade do monitoramento, visto que os efeitos desse elemento sobre o sistema oxidativo e da atividade primária em *T. pernambucense* já foram previamente apontados.

Figura 17: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (*A* - µmol m^{-2} s^{-1}) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal da assimilação de carbono (*A* µmol m^{-2} s^{-1}) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a março de 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: outubro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; janeiro a fevereiro de 2025 (Chuvoso 2024/2025), junho a julho de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; janeiro a fevereiro de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

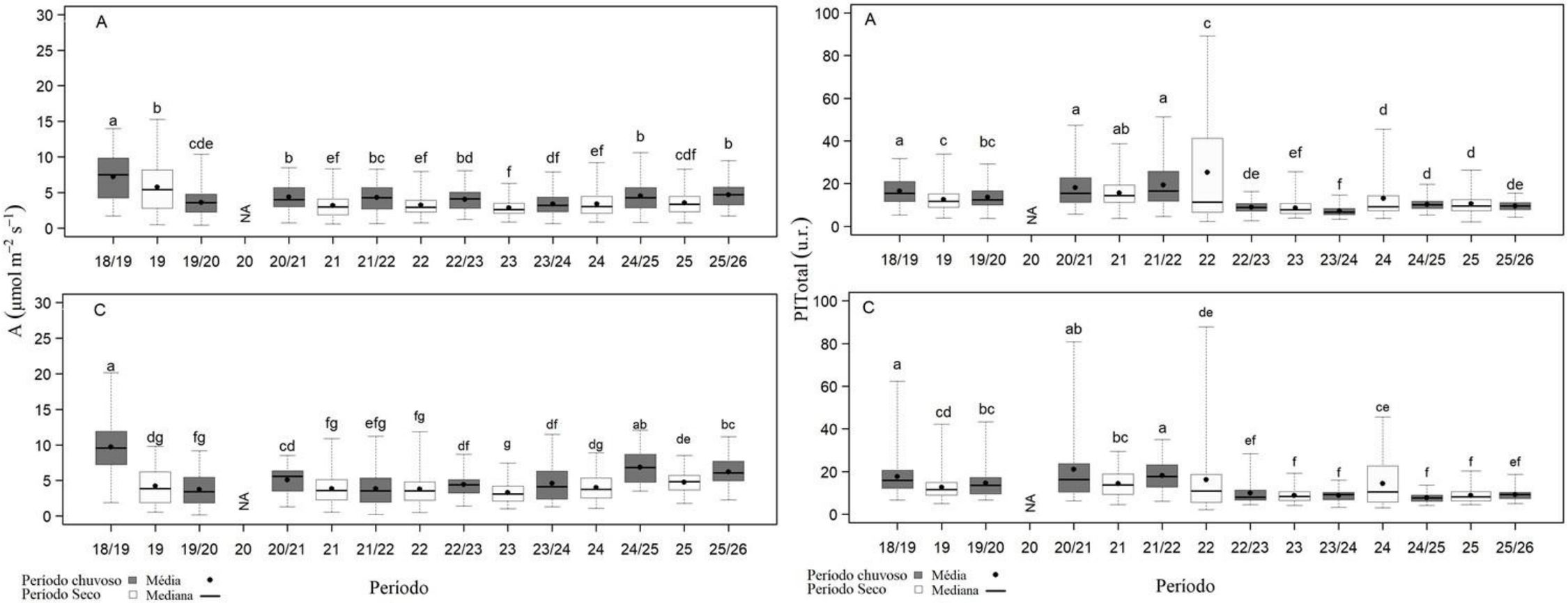
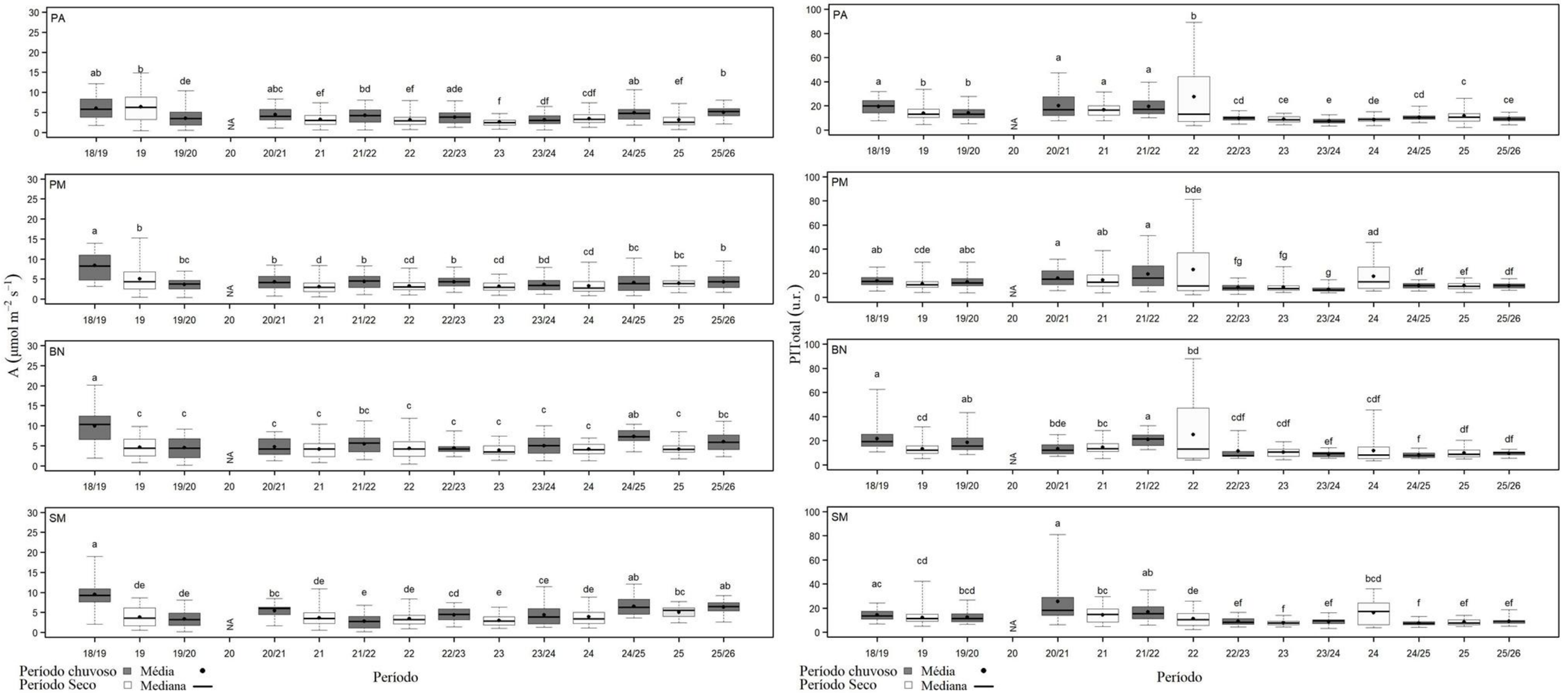


Figura 18: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (*A* - µmol m^{-2} s^{-1}) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal da assimilação de carbono (*A* µmol m^{-2} s^{-1}) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: outubro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) - Ano 6; janeiro a fevereiro de 2025 (Chuvoso 2024/2025) – Ano 7 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos (p < 0,05). (*) Análises de Variância (ANOVA) paramétrica. Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES – (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. . NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



Nos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus) (Figura 17), a análise temporal dos parâmetros fotossintéticos de assimilação de carbono (*A*) e índice de conservação de energia (PI_{Total}) indicam manutenção da tendência de redução da eficiência fotossintética da espécie *R. mangle*, conforme apresentado nos relatórios anteriores (FEST, 2023a, FEST 2024, FEST 2025a, FEST 2025b). Maior assimilação de carbono da espécie, em ambos os compartimentos, foi registrada no período chuvoso 18/19. Desde então, os valores médios, em ambos os períodos, não atingiram valores estatisticamente similares ao Ano 1, exceção foi verificada apenas no período chuvoso 24/25 no compartimento C. Além disso, os maiores *A* foram obtidas no período chuvoso, apontando que melhores atividades fotossintéticas ocorrem nesse período quando comparada ao período seco. Com relação ao índice de desempenho fotossintético (PI_{Total}), ambos os compartimentos evidenciam tendência de redução a partir de chuvoso 21/22 e seco 22, mantendo os níveis estáveis até o último monitoramento (chuvoso 25/26). A exceção foi observada no compartimento C com aumento pontual em seco 24. No compartimento A foi registrado maior valor durante o seco 24 quando comparado ao chuvoso 23/24. Estes resultados são indicativos de comprometimento da atividade fotoquímica e vitalidade das plantas monitoradas, em ambos os compartimentos, principalmente a partir do Ano 5. As análises temporais por estuário (Figura 18) apontam que a assimilação de carbono (*A*) em *R. mangle* manteve-se baixa ao longo do monitoramento entre os períodos, contudo melhorias pontuais foram registradas nos períodos chuvoso 24/25 (Fest 2025b) e mantida em chuvoso 25/26. Melhorias na atividade fotossintética foram observadas nos estuários de Piraquê-Açu, Barra Nova e São Mateus em chuvoso 24/25 (Fest, 2025b) e mantidas no último período chuvoso. Como já abordado em relatórios anteriores, no estuário de Barra Nova os registros de assimilação de carbono foram baixos, porém constantes, quando comparado aos registrados no Ano 1. Em Fest (2025b), a assimilação de carbono apresentou valor médio estatisticamente similar ao chuvoso do Ano 1, mantendo em chuvoso 25/25. Estes resultados podem ser indicativos de tendência de estabilização nos resultados referentes à atividade fotoquímica para espécie neste estuário no período chuvoso. No estuário de Piraquê-Mirim não foi determinado melhoria na atividade fotossintética em ambos os períodos, uma vez que valores de *A* se mantiveram baixos desde o Ano 2, para os seus respectivos períodos. Também não houve melhorias nas taxas fotossintéticas nos estuários de Barra Nova e Piraquê-Açu. Além disso, em Barra Nova os valores médios permaneceram estatisticamente similares ao longo dos anos monitorados. No estuário de São Mateus, dados de *A* continuaram baixos, contudo, no último ano (seco 25) houve aumento pontual. Os valores referentes ao índice de desempenho fotossintético também permaneceu reduzido ao longo do monitoramento, mantendo a tendência verificada em Fest 2025b. Nos estuários de Piraquê-Mirim e São Mateus foram observados aumentos do valor médio de PI_{Total} em Seco 2024, quando comparados ao Seco 2023 (FEST 2025a), período que foi registrado redução acentuada desse parâmetro, contudo ainda não é possível confirmar se há melhoria da atividade fotossintética para o período (FEST 2025a, FEST 2025b). Desta forma, presume-se que a atividade fotossintética das plantas de *R. mangle* crescendo nas áreas monitoradas estão impactadas, e são refletidas nos baixos índices de vitalidade e produtividade primária das plantas monitoradas, estes resultados podem vir a se refletir na manutenção da floresta adulta nas áreas monitoradas

Figura 19: Indicador Ecológico Flora - Estresse oxidativo representado pela atividade do radical DPPH•. Análise temporal da atividade antirradicalar – DPPH (g mol^{-1}) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a setembro de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

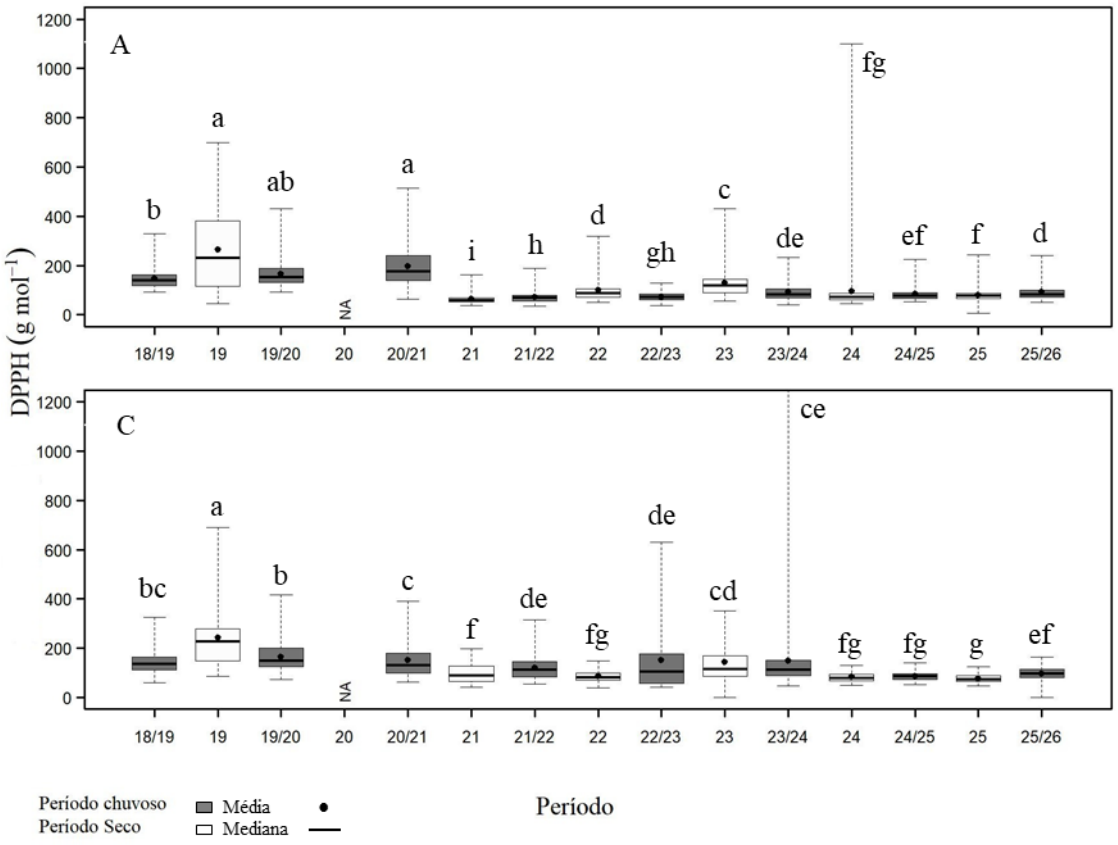
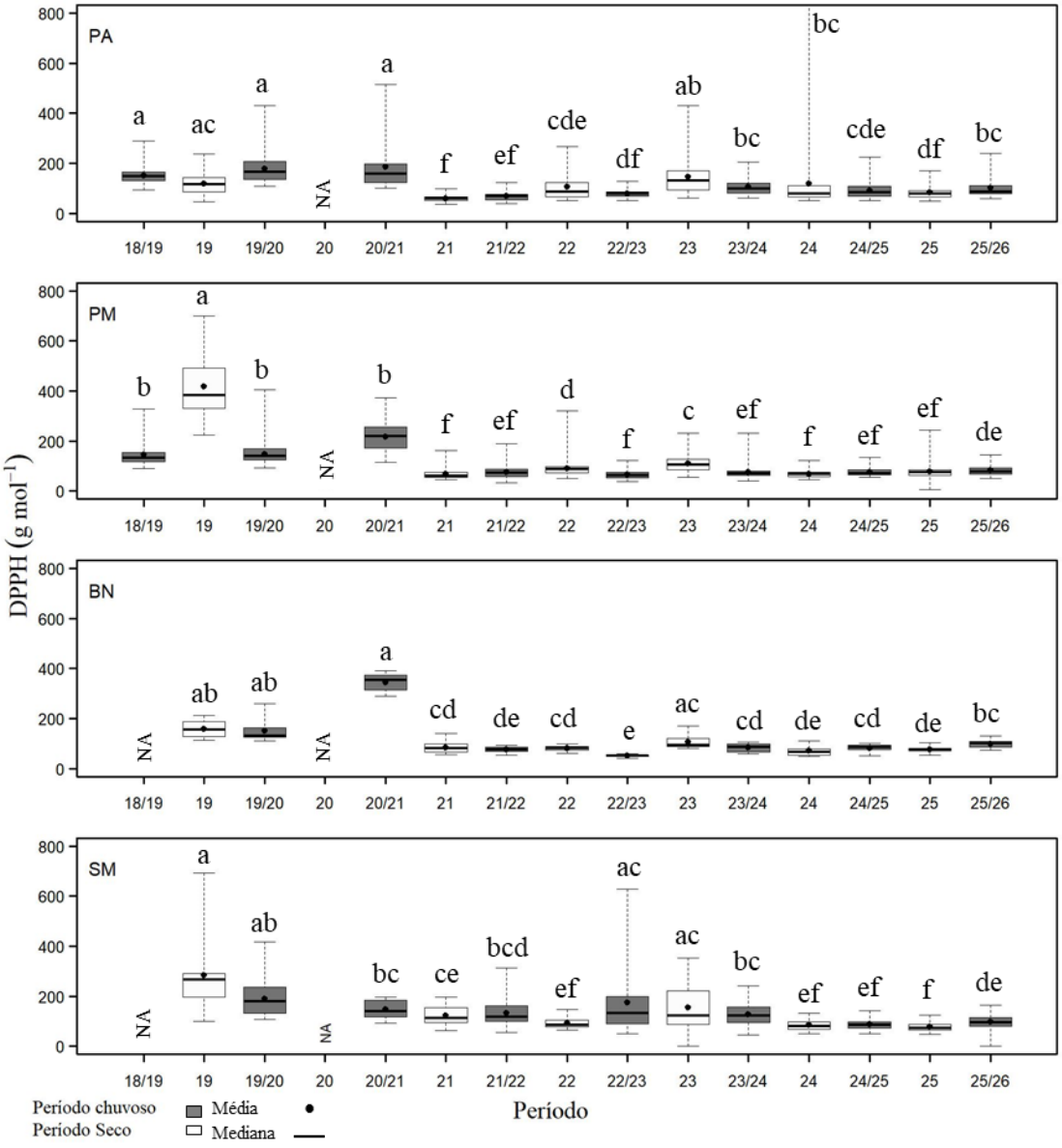


Figura 20: Indicador Ecológico Flora - Estresse oxidativo representado pela atividade do radical DPPH•. Análise temporal da atividade antirradicalar DPPH (g mol^{-1}) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a s março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A análise temporal da atividade antirradicalar mostra a capacidade antioxidante de *R. mangle* nos compartimentos estudados. Os dados apresentam tendência de redução dos valores de DPPH a partir do período Seco 2021 para os compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus). Esse resultado pode ser um indicativo da maior capacidade antioxidante da espécie e, consequentemente, menor estresse oxidativo (Figura 19). As alterações nos valores de DPPH (capacidade de sequestro do radical livre) observadas ao longo do monitoramento são dependentes das condições ambientais, do tipo de estresse sofrido pela planta e de quanto estes fatores influenciam no seu metabolismo. Em relação às análises realizadas por estuário (Figura 20), percebe-se alternância nos valores de DPPH no Piraquê-Açu, o que resulta em oscilação na capacidade antioxidante de *R. mangle*. Há uma tendência de estabilidade nos valores de DPPH no Piraquê-Mirim e em Barra Nova a partir do período Seco 2021, evidenciando que a espécie tem demostrado capacidade de eliminação dos radicais livres nestes estuários. A exceção pontual ocorreu no período Seco 2023 tanto no Piraquê-Mirim quanto em Barra Nova, quando houve aumento nos valores de DPPH, ou seja, menor capacidade oxidativa. Em São Mateus, os períodos Seco 2019, Chuvoso 2019_2020, Chuvoso 2022_2023 e Seco 2023 demostram presença de estresse oxidativo em *R. mangle*, evidenciado pelos maiores valores de DPPH nesses períodos. A partir do período Chuvoso 2023_2024, observa-se manutenção da capacidade antioxidante para a espécie. Entretanto, assim como nas análises por compartimento, os menores valores registrados nos estuários não excluem a possibilidade de estresse oxidativo, uma vez que tal variável deve ser considerada em associação com as demais variáveis analisadas na flora e sedimentos. Uma análise de correlação realizada de todo o monitoramento indica que, em São Mateus, a capacidade oxidativa de *R. mangle* está positivamente relacionada ao Pb ($r_{DPPH \times Pb} = 0,54$; $p < 0,05$).

Figura 21: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila a (Chla), clorofila b (Chlb) e carotenoides (Carot) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025); abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

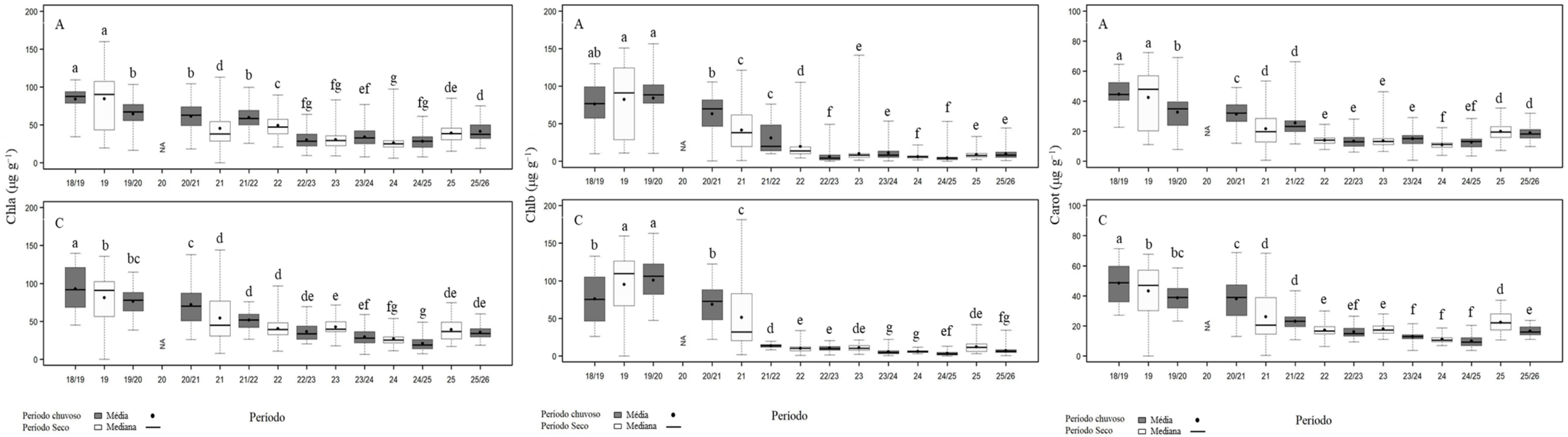


Figura 22: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila a (Chla) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

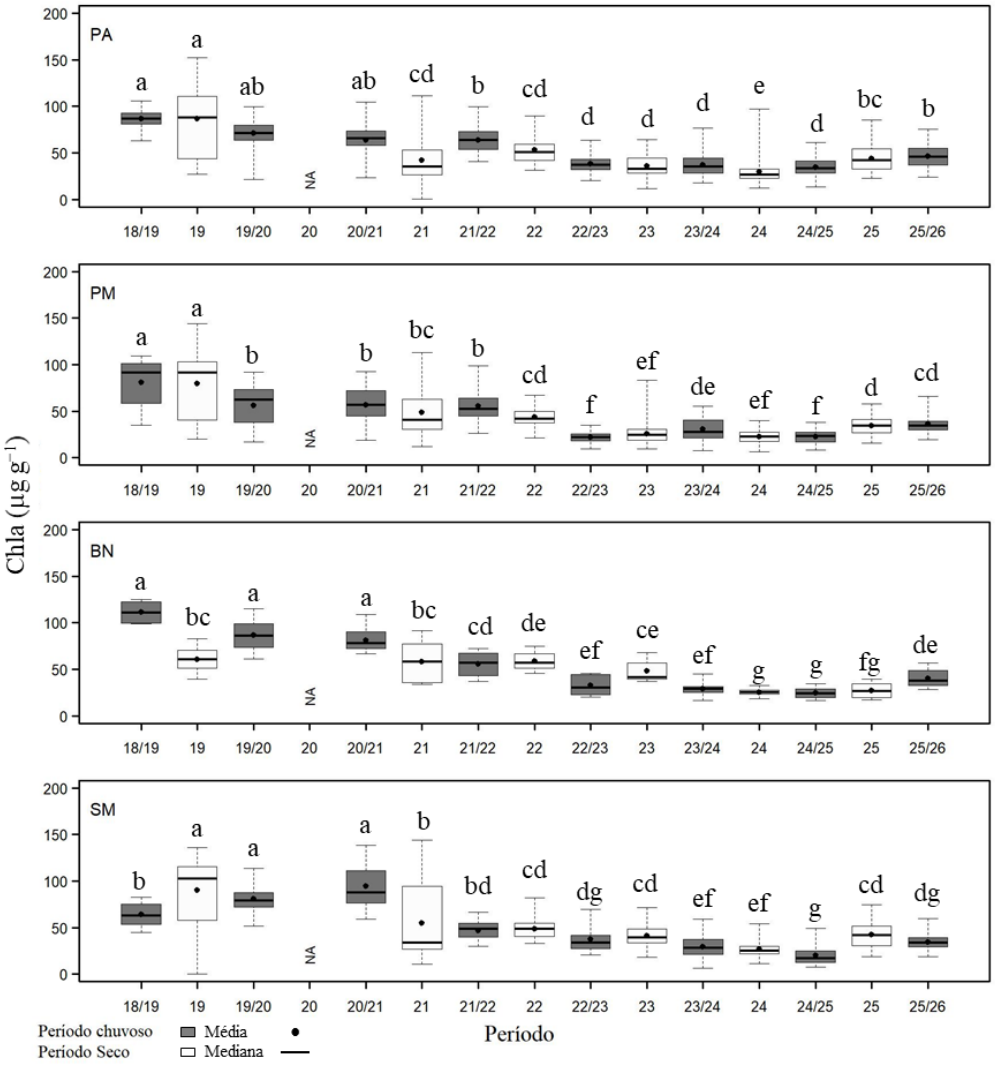


Figura 23: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila b (Chlb) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

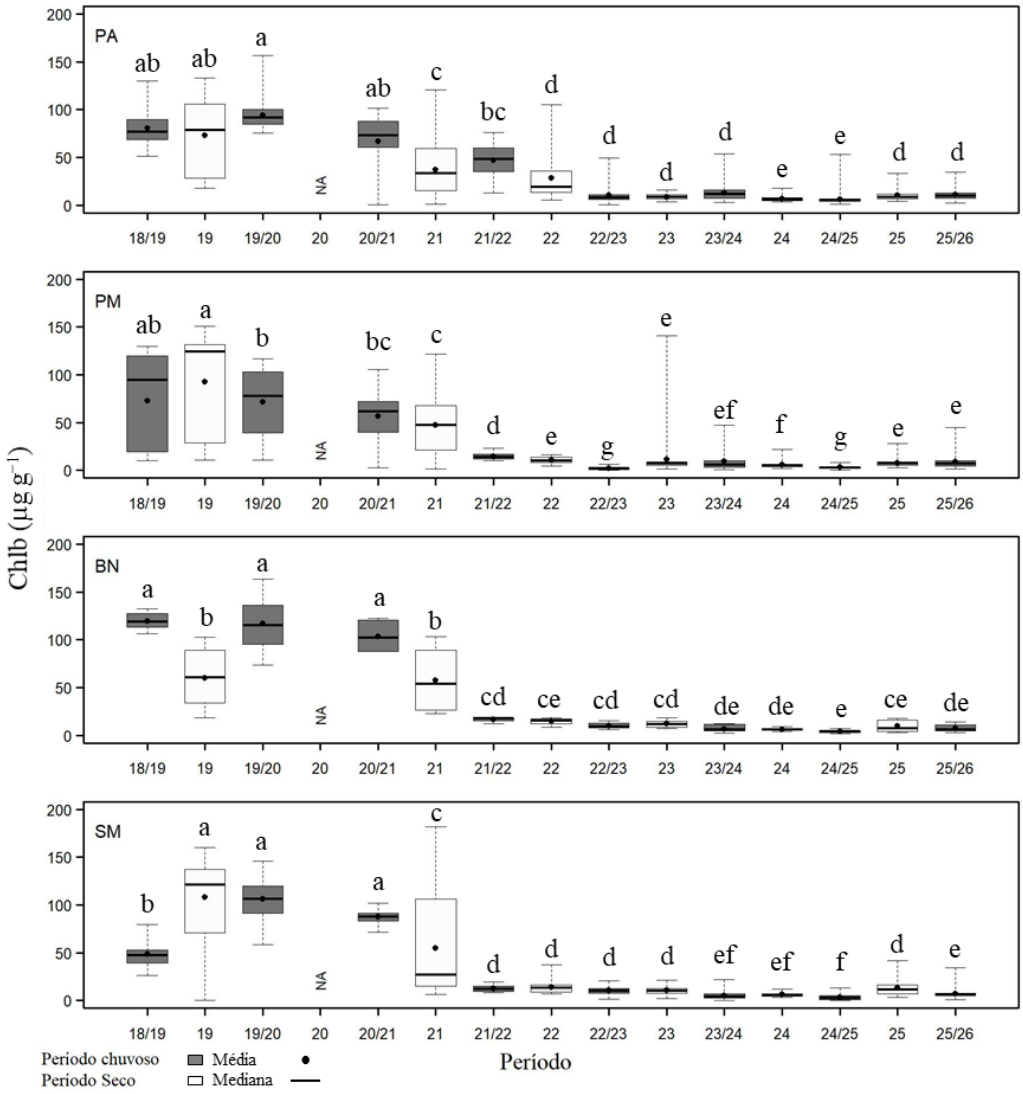
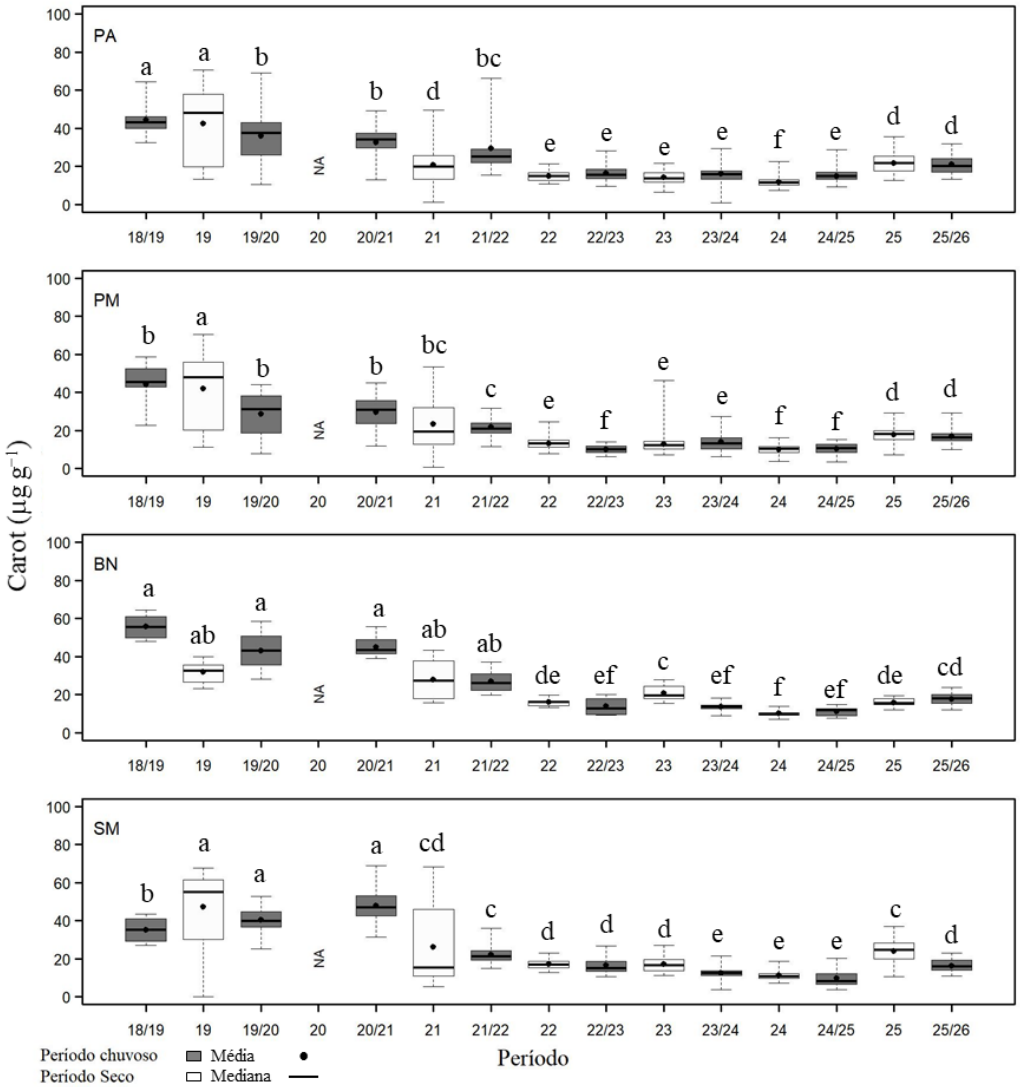
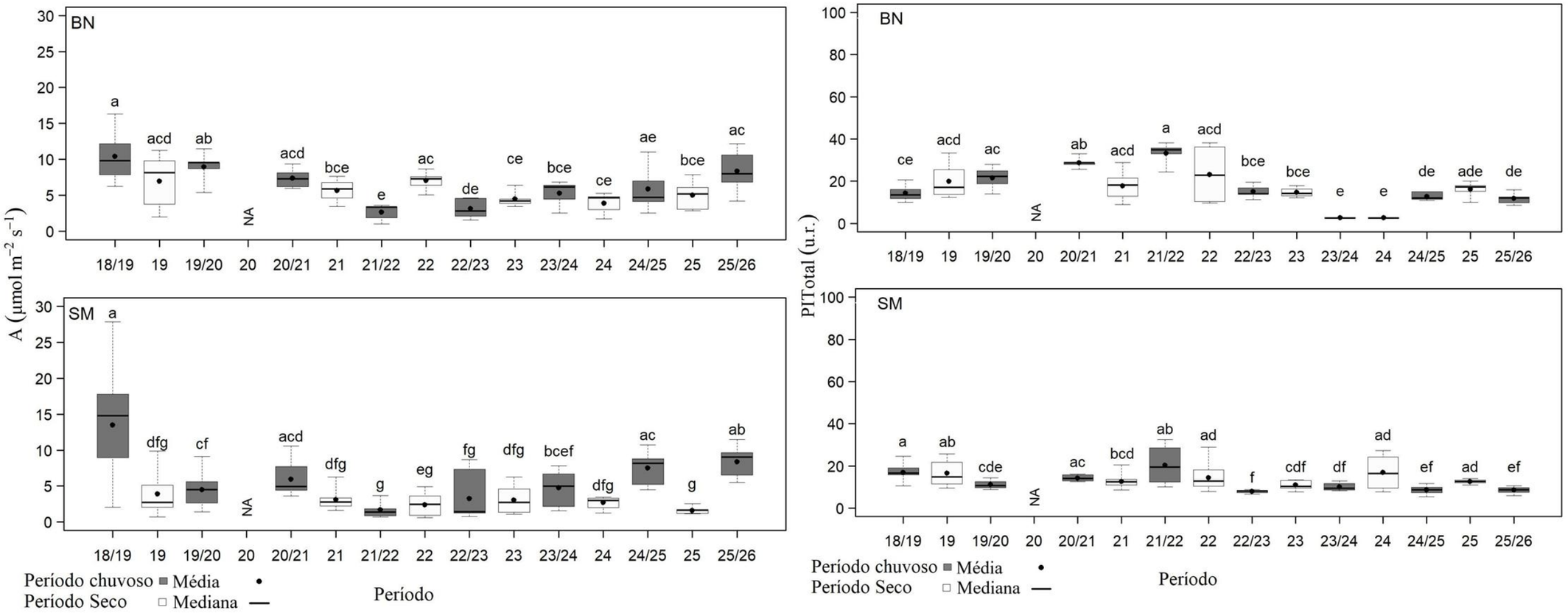


Figura 24: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de carotenoide (Carot) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). (**) Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



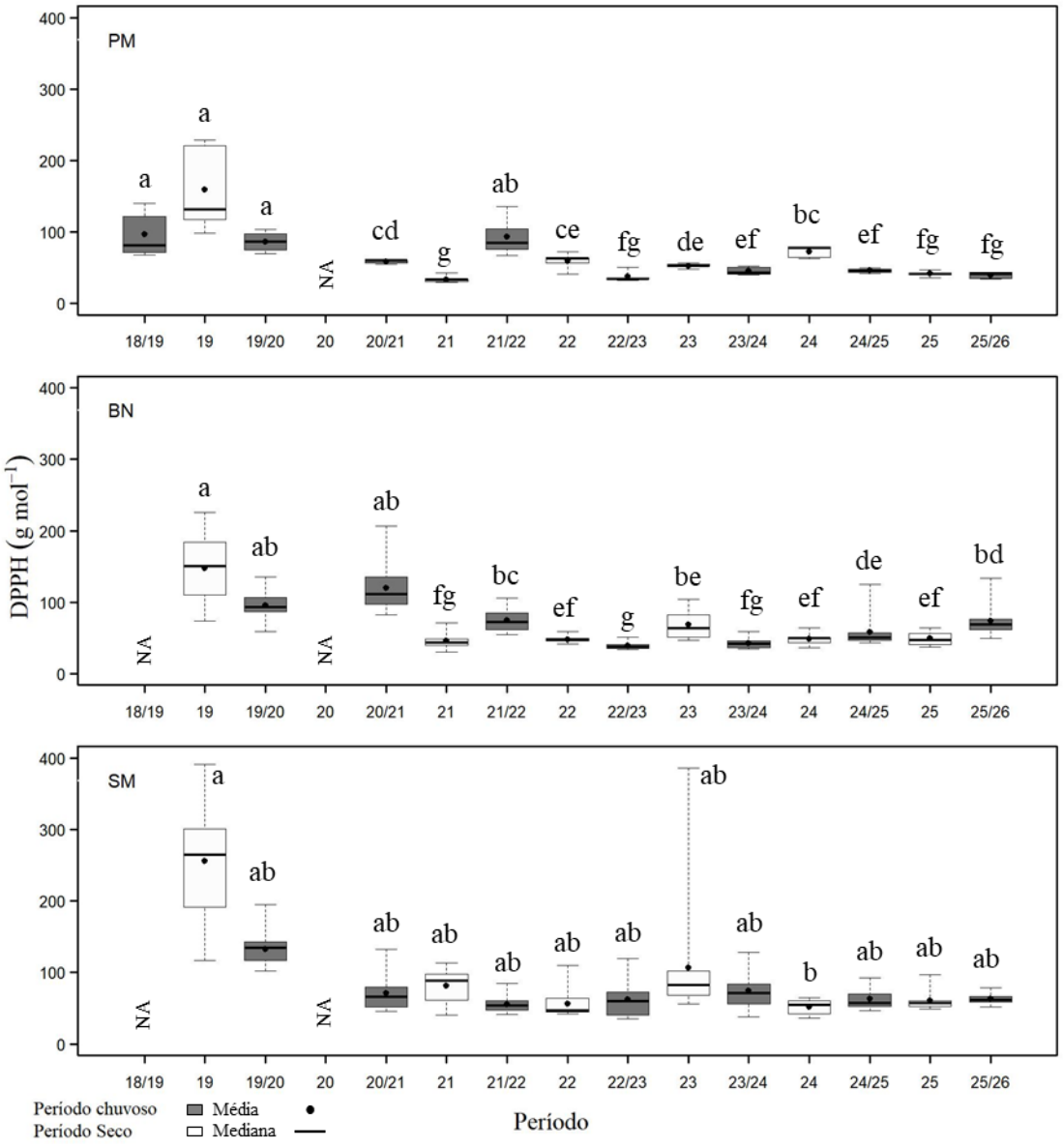
A análise temporal dos pigmentos fotossintetizantes nos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e compartimento C (Barra nova e São Mateus) (Figura 21) indicam aumento na concentração de clorofila-a e carotenoides analisados em *R. mangle* nos dois últimos períodos (Seco 2025 e Chuvoso 2025_2026). Clorofila-b manteve o padrão de menor concentração conforme apresentado nos relatórios anteriores. Em linhas gerais, para ambos os compartimentos, percebe-se que a degradação dos pigmentos ou alteração na sua síntese ocorre a partir do período Seco 2021, sendo que a clorofila-b parece ser a mais afetada dentre os pigmentos analisados. Moléculas de clorofila recém-sintetizadas são instáveis e se decompõem mais facilmente, principalmente em situações de estresse (TANAKA e TSUJI, 1981). Sato *et al.* (2015) relatam que a degradação da clorofila-b participa da supressão de danos ao fotossistema, podendo impedir a produção de espécies reativas de oxigênio que inibem a absorção de nutrientes pela planta. Outra possível explicação para a degradação de clorofilas, especialmente a clorofila-b, é a regulação da captação de luz pela planta. A maior relação clorofila a/b visualizada neste monitoramento pode explicar a sensibilidade da clorofila-b em relação à clorofila-a (SULTANA *et al.*, 1999). O monitoramento realizado por estuário mostrado na Figura 22, Figura 23 e Figura 24 indica um leve aumento nos valores de clorofila-a e carotenoide nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026 em todos os estuários, com destaque para o Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim. Verifica-se tendência de manutenção na concentração de clorofila-b a partir do período Seco_2021, com valores reduzidos do pigmento (Figura 23). A concentração de clorofila é um fator importante para a produtividade das plantas, pois é diretamente proporcional à taxa de fotossíntese (WANG *et al.*, 2002). Uma diminuição na concentração de clorofila em condições de estresse pode ser atribuída ao aumento da atividade da enzima clorofilase, que degrada a clorofila (EPSTEIN, 1999). Além disso, a salinidade pode estar relacionada com a redução dos pigmentos fotossintéticos. Considerando as análises dos dois últimos períodos, variações na concentração de pigmentos estão correlacionadas às concentrações foliares de Mn, Zn e Pb analisados no período Seco_2025 ($r_{\text{clorofila-a x Mn}} = -0,61$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-a x Pb}} = -0,56$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-b x Zn}} = -0,65$; $p < 0,05$) e Mn, Cu e Pb no período Chuvoso 2025_2026 ($r_{\text{clorofila-a x Mn}} = -0,66$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-b x Mn}} = -0,94$; $p < 0,05$; $r_{\text{carotenoide x Mn}} = -0,71$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-b x Cu}} = -0,80$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-a x Pb}} = -0,51$; $p < 0,05$).

Figura 25: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (*A* - µmol m^{-2} s^{-1}) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal de assimilação de carbono (*A* µmol m^{-2} s^{-1}) e do Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a março de 2025.Legenda: (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de outubro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; janeiro a fevereiro de 2025 (Chuvoso 2024_2025), junho a julho de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; janeiro a fevereiro de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). (*) Análises de Variância (ANOVA) paramétrica. Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES – (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas – são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



Na espécie *L. racemosa,* presente nos estuários de Barra Nova e São Mateus, a análise temporal da assimilação de carbono (*A*) e do índice de conservação de energia (PI_{Total}) indica variação ao longo de todo o monitoramento (FEST, 2024; FEST, 2025a; FEST, 2025b). Apesar de não ser possível verificar padrões ou tendências estatísticas significantes entre os períodos, reduções pontuais são verificadas nas taxas de assimilação e PI_{Total}. Em Barra Nova, os maiores valores médios de *A* foram registrados do Ano 1 ao Ano 3 e Seco 2022, e após estes períodos os valores médios de *A* mantiveram-se abaixo dos registrados nos primeiros anos até Ano 6 (FEST 2025a). A partir de chuvoso 24/25 foi verificado aumento do parâmetro e mantida em chuvoso 25/26. Contudo para o período seco não foi observado melhoria da atividade fotossintética. Os valores médios de PI_{Total} apresentaram tendência de redução a partir do Ano 5, destacando-se a redução acentuada no Ano 6, em ambos os períodos (FEST 2025b), e manutenção do padrão no Ano 7, sendo indicativo de tendência de redução da eficiência fotossintética para a espécie em no estuário de Barra Nova. Além disso, destaca-se em chuvoso 21/22 maior valor de PI_{Total}, contrariando o menor valor de assimilação obtido para o mesmo período, este fato indica que os centros de reações estão ativos, contudo, a assimilação de carbono não está ocorrendo de maneira eficaz. No estuário de São Mateus, os maiores valores médios de *A* foram verificados nos primeiros e últimos anos de monitoramento nos períodos chuvosos - Ano 1, Ano 3, Ano 7 e Ano 8. Entretanto, entre os anos de monitoramento foi observado maior tendência de baixa atividade fotossintética ao longo do monitoramento, principalmente no período seco (FEST, 2025a; FEST, 2025b). Os valores médios do índice de conservação de energia (PI_{Total}) variou ao longo dos anos e apresentou menor desempenho nos períodos chuvosos - verificados do Ano 5 ao Ano 7 e na última campanha, seguindo padrão de redução da eficiência fotossintética, principalmente a partir do Chuvoso 2021_2022. O período seco registra tendência de aumento neste parâmetro, como já havia sido observado em relatórios anteriores (FEST,2024 e FEST, 2025a; FEST, 2025b). Desde forma, diferentemente de *R. mangle, L. racemosa* apresentou desempenho fotossintético mais estável no período seco.

Figura 26: Indicador Ecológico Flora - - Estresse oxidativo representado pela atividade do radical DPPH•. Análise temporal da atividade antirradicalar – DPPH (g mol-1) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A atividade antiradicalar de *L. racemosa* no estuário do Piraquê-Mirim mostrou estabilidade nos dois últimos períodos analisados (Seco 2025 e Chuvoso 2025_2026), com menores valores de DPPH, sugerindo aumento na capacidade oxidativa da espécie (Figura 26). Em Barra Nova, oscilações nos valores de DPPH podem ser observadas ao longo do monitoramento, indicando que o estresse oxidativo sofrido pela espécie é dependente das variáveis ambientais, principalmente. Contrariamente, em São Mateus, verifica-se tendência de estabilidade na capacidade oxidativa de *L. racemosa* ao longo da série temporal, com alterações pontuais nos períodos Seco 2019 (maior valor de DPPH, maior estresse oxidativo) e Seco 2024 (menor valor de DPPH, menor estresse oxidativo). Ressalta-se que menores valores de DPPH não excluem a possibilidade de estresse oxidativo, uma vez que tal variável deve ser considerada em associação com as demais variáveis analisadas na flora e sedimentos. Na análise de correlação da atividade antiradicalar de *L. racemosa* em toda a série histórica, verifica-se que o DPPH está relacionado fortemente aos metais foliares Mn e Pb: Piraquê-Mirim ($r_{DPPH \times Mn} = 0,84$; $p < 0,05$); Barra Nova ($r_{DPPH \times Pb} = 0,70$; $p < 0,05$) e São Mateus ($r_{DPPH \times Mn} = 0,74$; $p < 0,05$; $r_{DPPH \times Pb} = 0,63$; $p < 0,05$).

Figura 27: Indicador Ecológico Flora - - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila a (Chla) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES -- Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

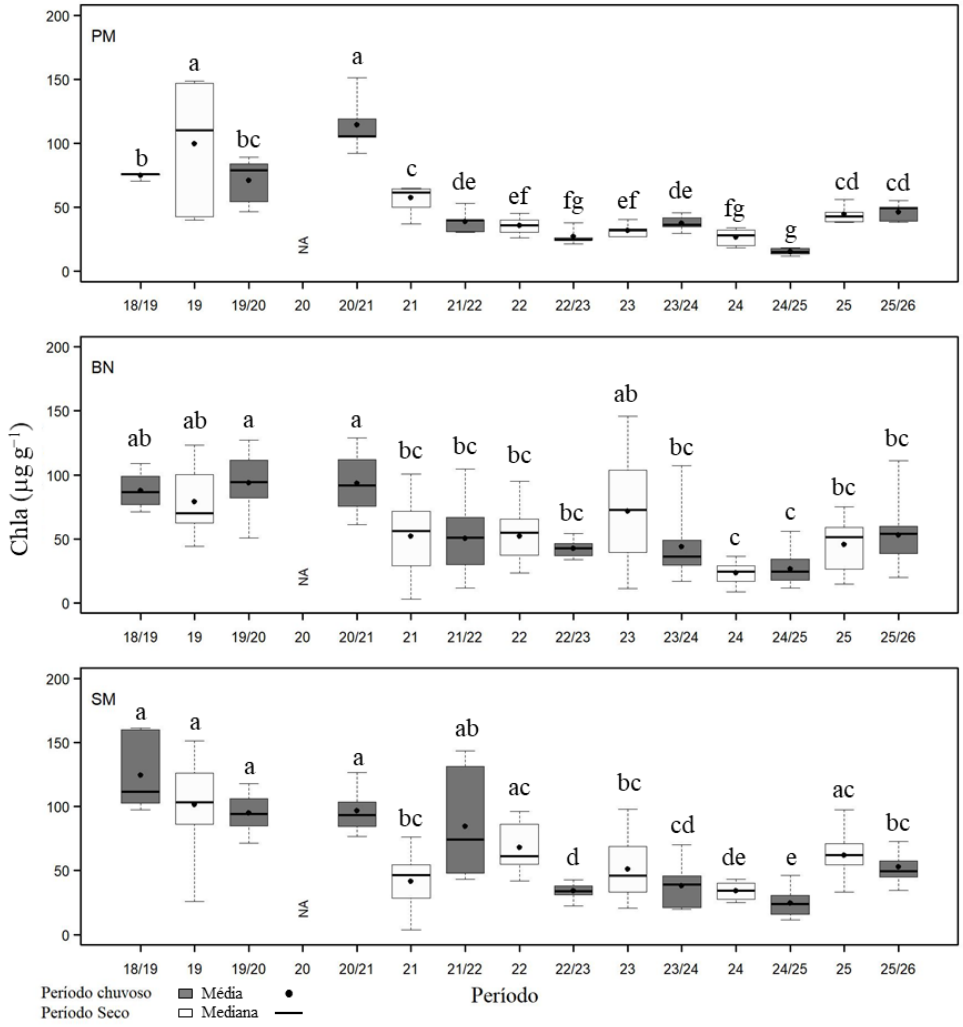


Figura 28: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila b (Chlb) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

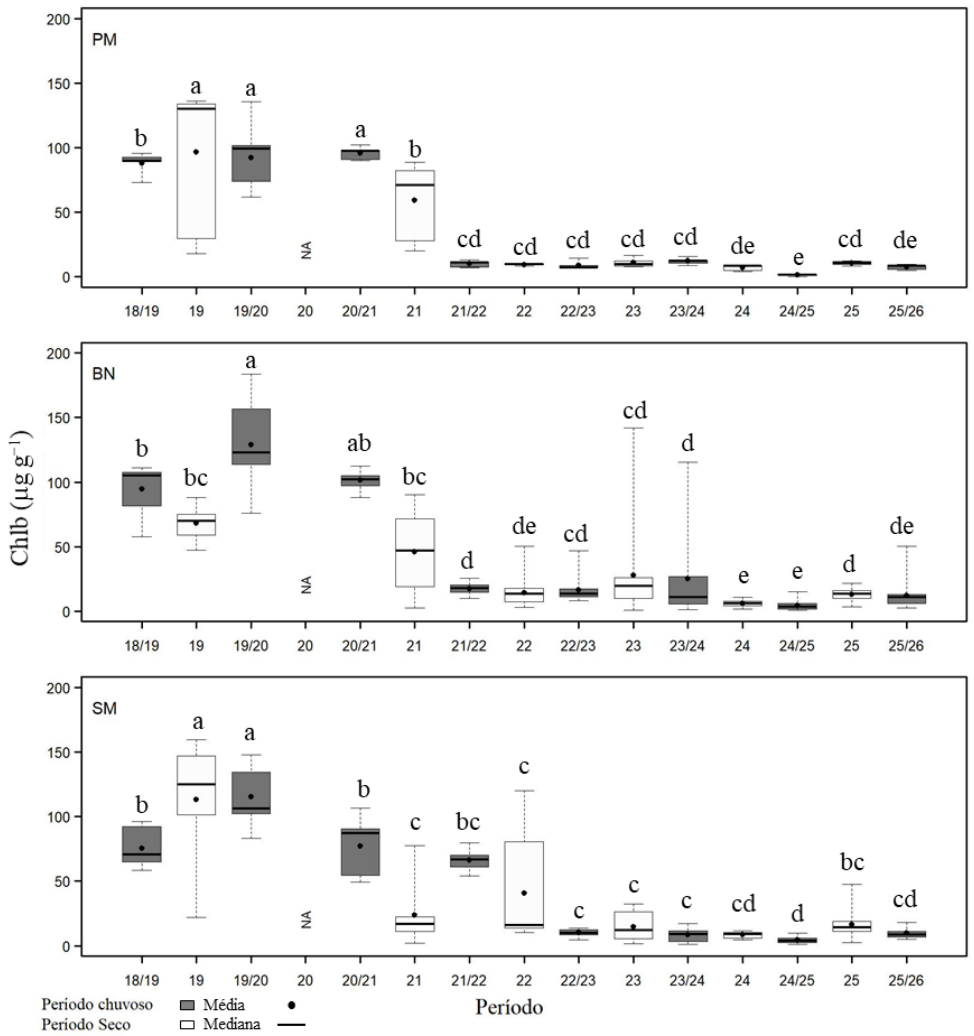
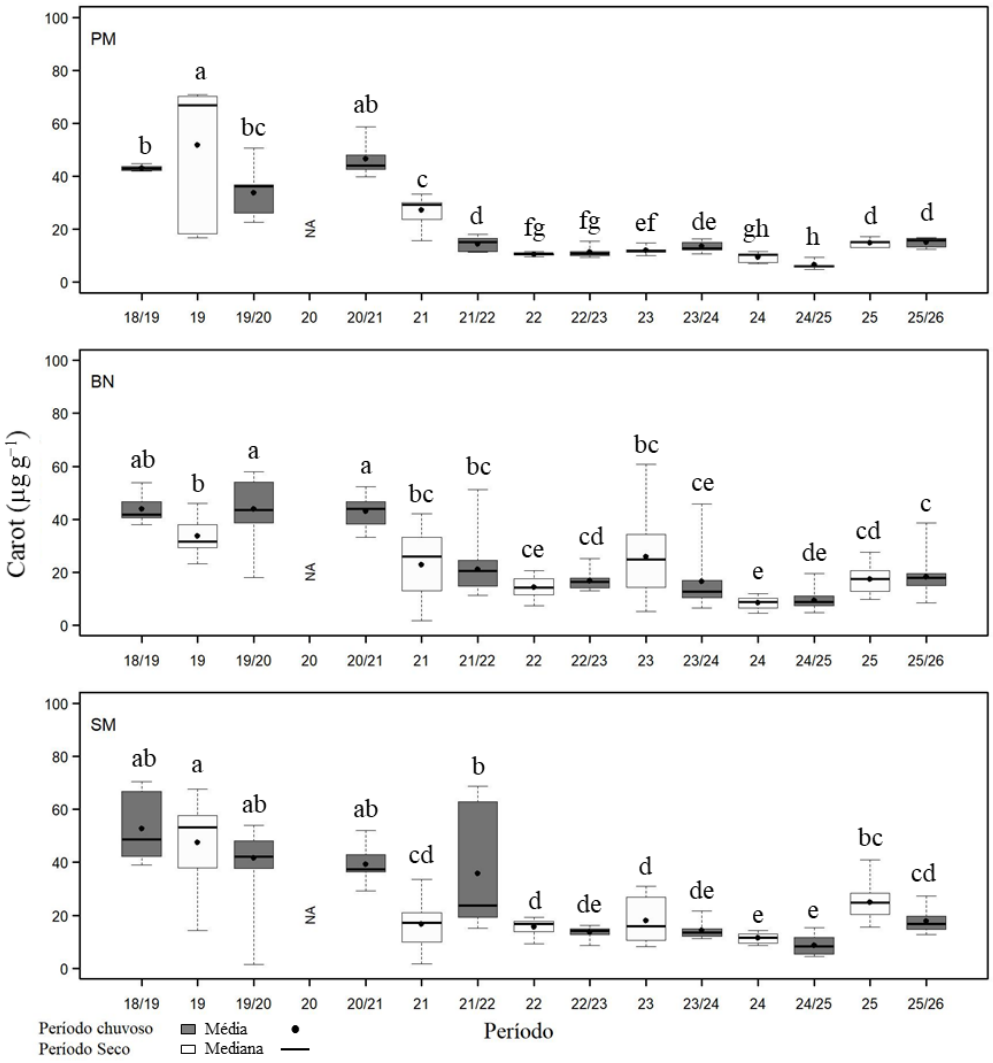
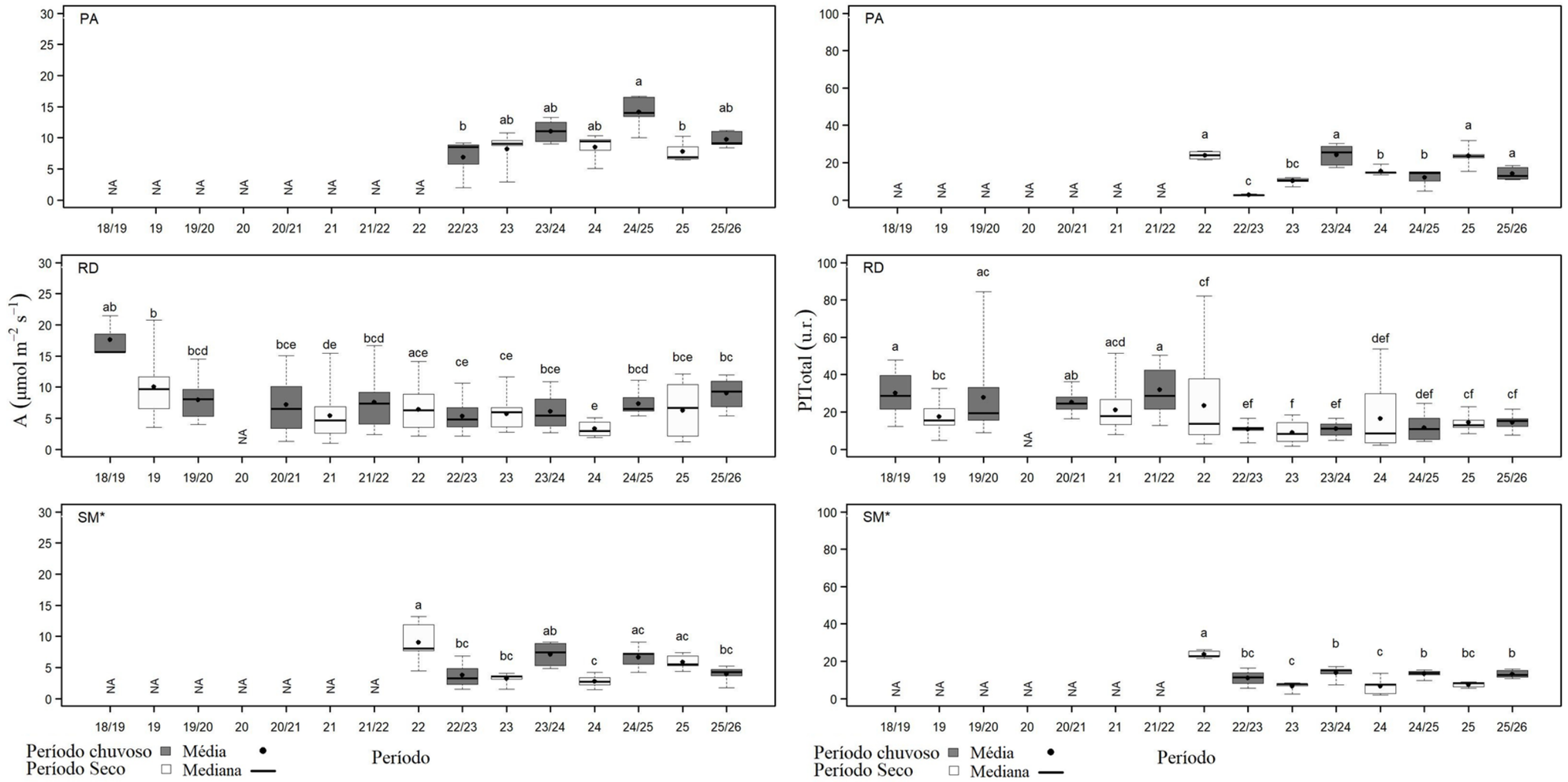


Figura 29: Indicador Ecológico Flora - - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de carotenoides (Carot) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



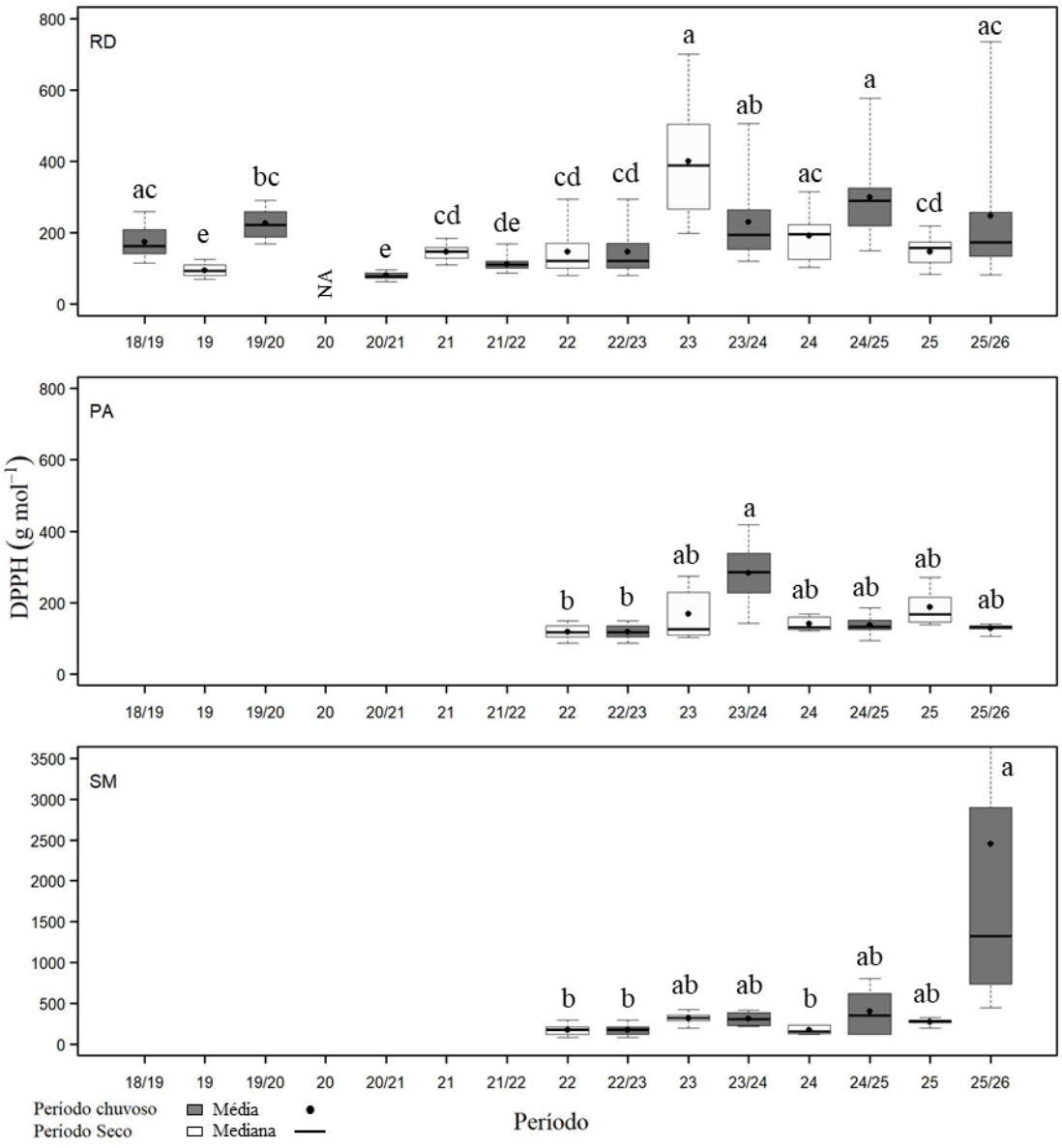
Para a espécie *L. racemosa,* presente nos estuários do Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus, a análise temporal de pigmentos fotossintetizantes indica variação ao longo de todo o monitoramento. Verifica-se um leve aumento nos valores médios de clorofila-a e carotenoides nos dois últimos períodos analisados (Seco_2025 e Chuvoso_2025_2026) no estuário do Piraquê-Mirim. Entretanto, ainda se observa tendência de manutenção na concentração reduzida dos pigmentos desde o período Seco_2021, correlacionadas aos metais foliares Fe ($r_{\text{clorofila-a x Fe}} = -0,61$; $p < 0,05$; $r_{\text{carotenoide x Fe}} = -0,61$; $p < 0,05$) e Mn ($r_{\text{clorofila-a x Mn}} = -0,65$; $p < 0,05$; $r_{\text{carotenoide x Mn}} = -0,67$; $p < 0,05$). Em Barra Nova e São Mateus o aumento no teor de clorofila-a e carotenoides é mais acentuado, se igualando a concentrações já observadas anteriormente (Figura 27 e Figura 29). Apesar de não ser possível definir um padrão, principalmente em São Mateus, reduções significativas desses pigmentos podem ser verificadas nos períodos Chuvoso 2022_2023, Seco_2024 e Chuvoso 2024_2025, correlacionadas, nestes períodos, ao Zn foliar ($r_{\text{clorofila-a x Zn}} = -0,68$; $p < 0,05$; $r_{\text{carotenoide x Zn}} = -0,77$; $p < 0,05$). Os resultados de clorofila-b indicam manutenção na concentração do pigmento, com tendência de padrão a partir do Chuvoso 2021_2022, principalmente no estuário do Piraquê-Mirim. Apesar do leve aumento na concentração de clorofila-b verificado no Seco_25 em todos os estuários, ainda não se iguala estatisticamente aos maiores valores encontrados nos Anos 1 e 2 do monitoramento (Figura 28).

Figura 30: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (*A* - µmol m^{-2} s^{-1}) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal de assimilação de carbono (*A* - µmol m^{-2} s^{-1}) e índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) para a espécie *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de outubro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021_2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023_2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; janeiro a fevereiro de 2025 (Chuvoso 2024_2025), junho a julho de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; janeiro a fevereiro de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). (*) Análises de Variância (ANOVA) paramétrica. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A espécie *Talipariti pernambucense* é monitorada nos estuários Piraquê-Açu, São Mateus e a jusante do rio Doce, próximo à foz. A análise temporal no estuário de Piraquê-Açu indica baixa diferença estatística entre os períodos, uma vez que neste estuário, assim como em São Mateus, o período monitorado é insuficiente para definir tendência. Contudo destaca-se o maior valor de assimilação em chuvoso 24/25, indicando melhor atividade fotossintética neste período. O índice de desempenho fotoquímico (PI_{Total}) no período chuvoso registrou melhorias no Ano 6 e 8 e redução no Ano 7. No período seco, reduções do desempenho fotossintético observado no Ano 5 e 6 não foram observadas no Ano 7, igualando-se ao maior valor registrado em Seco 22. Desta forma, devido ao curto período de monitoramento neste estuário, ainda não é possível verificar tendência temporal. A atividade fotossintética de *T. pernambucense* avaliada nas áreas próximas à foz do rio Doce manteve-se estável ao longo dos anos de monitoramento. Maior valor de *A* foi registrado em chuvoso 18/19, contudo os valores médios deste parâmetro permaneceram estatisticamente similares ao longo de todo o monitoramento, mostrando que a produtividade primária destas plantas permaneceu em níveis estáveis, a exceção foi chuvoso 22/23 (Ano 5) que registrou o menor valor médio neste período, destacando uma redução pontual no desempenho fotoquímico. Contrário ao período chuvoso, no período seco, após o Ano 1 (seco 19) houve redução da atividade fotossintética, ou seja, do Ano 3 ao Ano 6, sendo que em seco 24 foi verificado o menor valor de assimilação de carbono, voltando ao patamar inicial em seco 25. O índice de desempenho (PI_{Total}) foi pouco variável ao longo do monitoramento, mas tendendo à redução (FEST, 2024; FEST, 2025b), principalmente a partir do Ano 5, em ambos os períodos. No período chuvoso reduções na vitalidade da planta foram registradas a partir do Ano 5, destacando-se os menores valores do parâmetro em chuvoso 22/23 e chuvoso 23/24, mantendo os menores valores nos Anos 7 e 8. No período chuvoso houve tendência de reduções, contudo em Seco 24 ocorreu aumento pontual do desempenho fotoquímico indicando que a atividade fotossintética está ativa, porém, fatores abióticos estão interferindo na assimilação de carbono. Ainda não é possível definir tendências para *T. pernambucense* no estuário do rio São Mateus. Reduções nas atividades fotossintéticas (*A* e PI_{Total}) foram registradas apenas no período seco, assim como já havia sido reportado em Fest (2025a), no período chuvoso valores médios permaneceram estáveis ao longo do monitoramento. Como já abordado em FEST (2025b) pode-se definir, que em São Mateus, as médias registradas para assimilação de carbono e índice de conservação de energia são consideradas baixas, comparada àquela registrada para o Piraquê-Açu e rio Doce, sendo a área mais propícia para reduções na produtividade primária.

Figura 31: Indicador Ecológico Flora - Estresse oxidativo representado pela atividade do radical DPPH•. Análise temporal da atividade antirradicalar – DPPH (g mol-1) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A capacidade antioxidante de *T. pernambucense* pode ser visualizada na Figura 31. A espécie localizada no rio Doce apresenta maiores valores de DPPH no período Chuvoso 2025_2026, inferindo menor capacidade antioxidante de *T. pernanbucense*, similar aos períodos Seco 2023 e Chuvoso 2024_2025. Há manutenção da capacidade oxidativa no estuário do Piraquê-Açu, não variando muito em relação aos demais períodos, exceto no Chuvoso 2023_2024, quando ocorreu os maiores valores de DPPH, ou seja, maior estresse oxidativo. Em São Mateus, o período Chuvoso 2025_2026 foi marcado com menor capacidade antioxidante (maior valor de DPPH) e, consequentemente, maior estresse oxidativo. Extratos que apresentam valores muito altos de DPPH praticamente não possuem atividade antioxidante, o que pode estar relacionado a correlação positiva com o Pb foliar ($r_{DPPH \times Pb} = 0,94$; $p < 0,05$). Cabe ressaltar que os menores valores de DPPH visualizados nos três estuários não excluem a possibilidade de estresse oxidativo, uma vez que tal variável deve ser considerada em associação com as demais variáveis analisadas na flora e sedimentos.

Figura 32: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila a (Chla) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

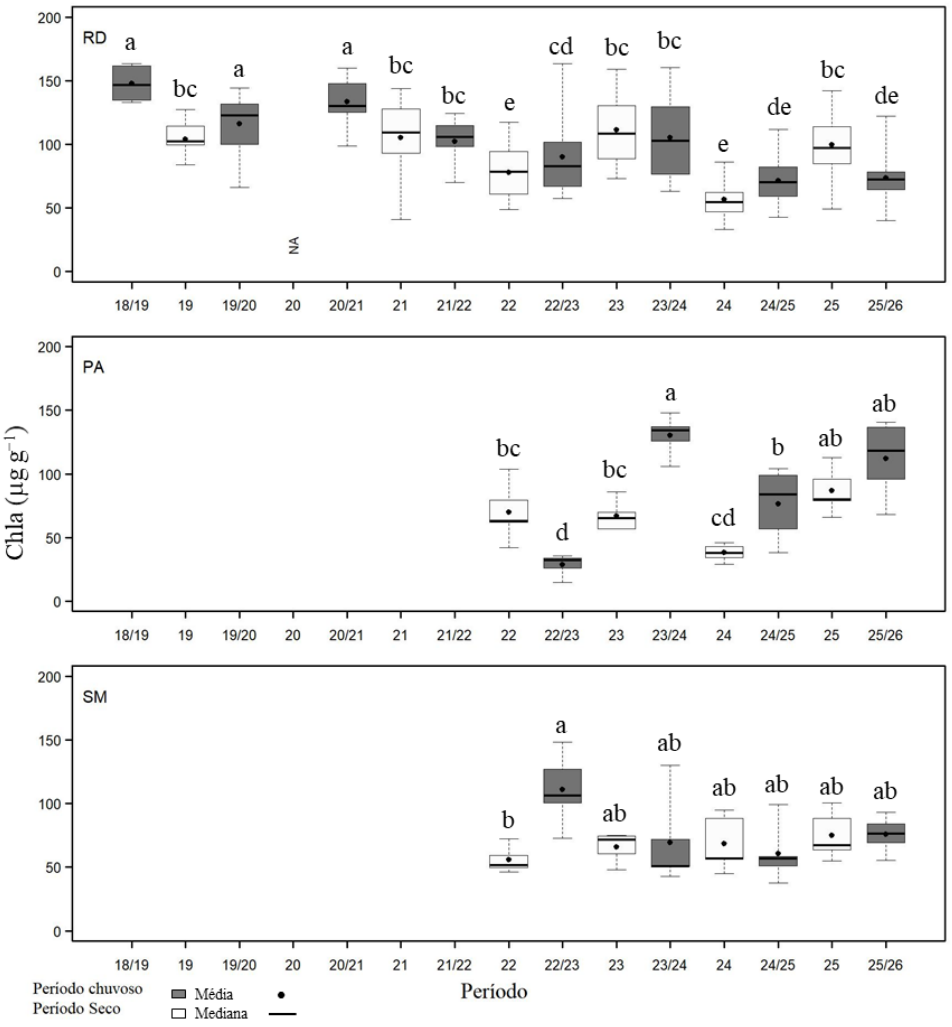


Figura 33: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila b (Chlb) para a espécie *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

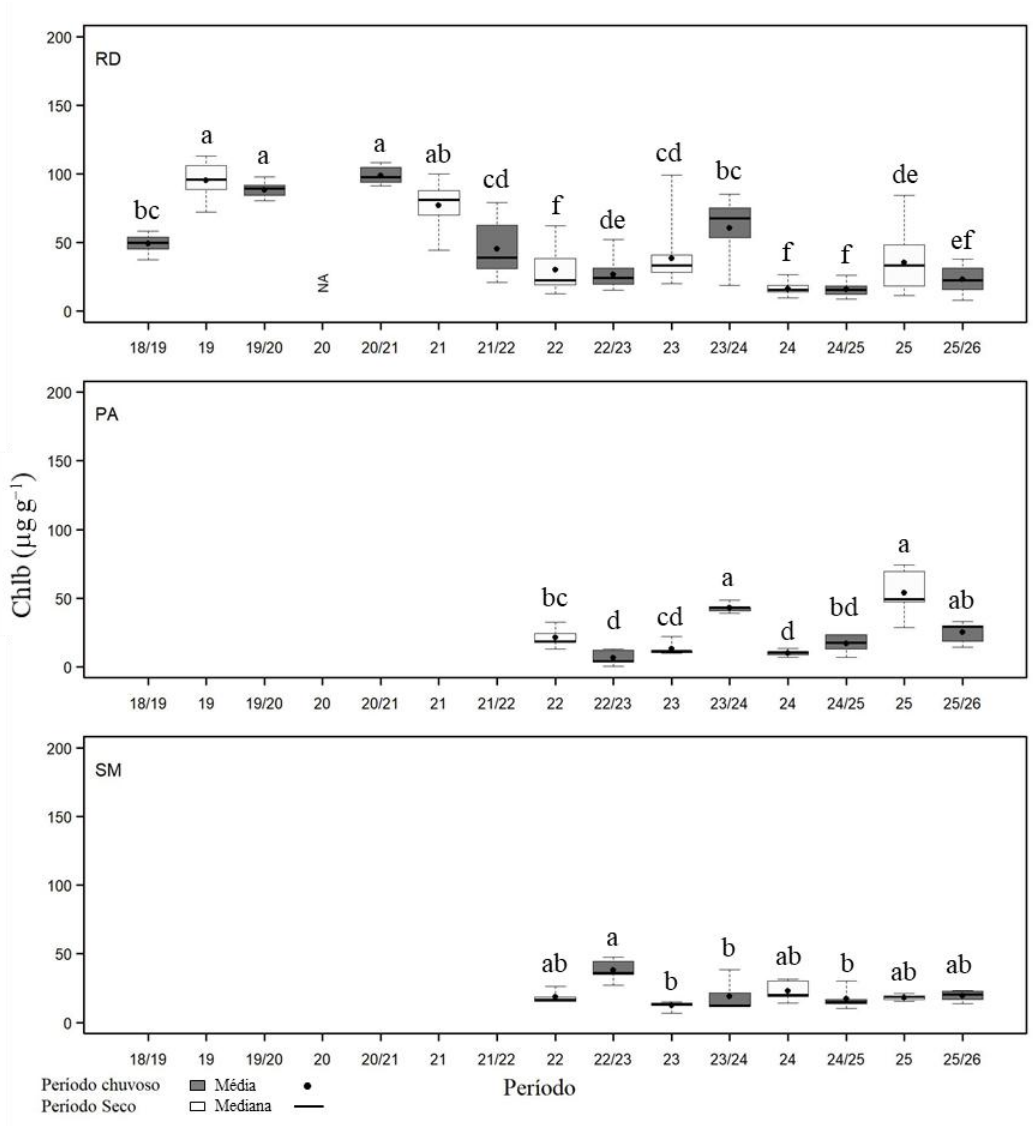
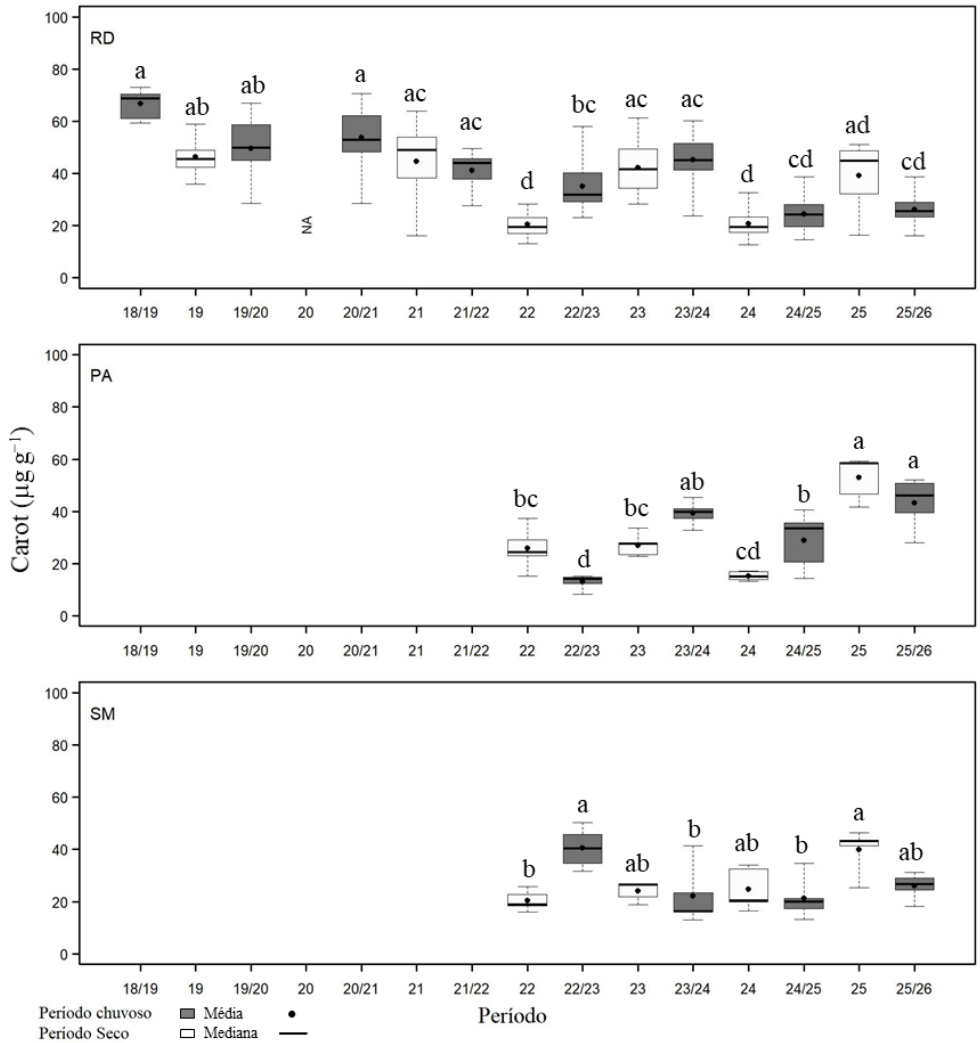


Figura 34: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de carotenoides (Carot) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 20252026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A análise temporal de pigmentos fotossintetizantes de *T. pernambucense* localizada no rio Doce indica aumento dos valores médios de clorofila-a, clorofila-b e carotenoides no período Seco_2025, com posterior redução na concentração dos pigmentos no período Chuvoso 2025_2026 (Figura 32, Figura 33 e Figura 34). Esse comportamento pode ser observado ao longo do monitoramento (aumento e redução), não sendo possível identificar um padrão para estes pigmentos. No Piraquê-Açu verifica-se manutenção na concentração de clorofila-a e aumento dos valores médios de clorofila-b e carotenoides no Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026. Destaque dado para as concentrações de carotenoides nos dois últimos períodos, com os maiores valores apresentados na série temporal. No estuário de São Mateus houve manutenção dos valores de clorofila-a, indicando tendência de padronização na concentração do pigmento neste estuário. Em relação a clorofila-b e carotenoides, verifica-se alterações entre os valores médios desses pigmentos ao longo do monitoramento, embora alguns períodos sejam estatisticamente iguais (Figura 32, Figura 33 e Figura 34). Apesar disto, verifica-se que as menores concentrações de clorofila-a, clorofila-b e carotenoides ocorreram nos períodos Seco_2022 e Seco_2024 e estão relacionadas a presença de metais, respectivamente ($r_{\text{clorofila-a x Fe}} = -0,77$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-a x Mn}} = -0,81$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-b x Pb}} = -0,80$; $p < 0,01$; $r_{\text{carotenoide x Fe}} = -0,63$; $p < 0,05$; $r_{\text{carotenoide x Mn}} = -0,69$; $p < 0,05$ e $r_{\text{clorofila-a x Cu}} = -0,97$; $p < 0,05$; $r_{\text{clorofila-b x Cu}} = -0,972$; $p < 0,01$; $r_{\text{carotenoide x Cu}} = -0,96$; $p < 0,01$).

Figura 35: Indicador Ecológico Flora – Mapeamento temático da assimilação de carbono (*A* µmol m^{-2} s^{-1}) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a fevereiro de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo. Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (Compartimento A), Barra Nova e São Mateus (Compartimento C). Valores abaixo ou acima da média são classificados como Baixo ou Alto, respectivamente. O valor Médio foi calculado utilizando a média até o Ano 4 do monitoramento para o respectivo parâmetro, juntamente com o erro padrão dos dados.

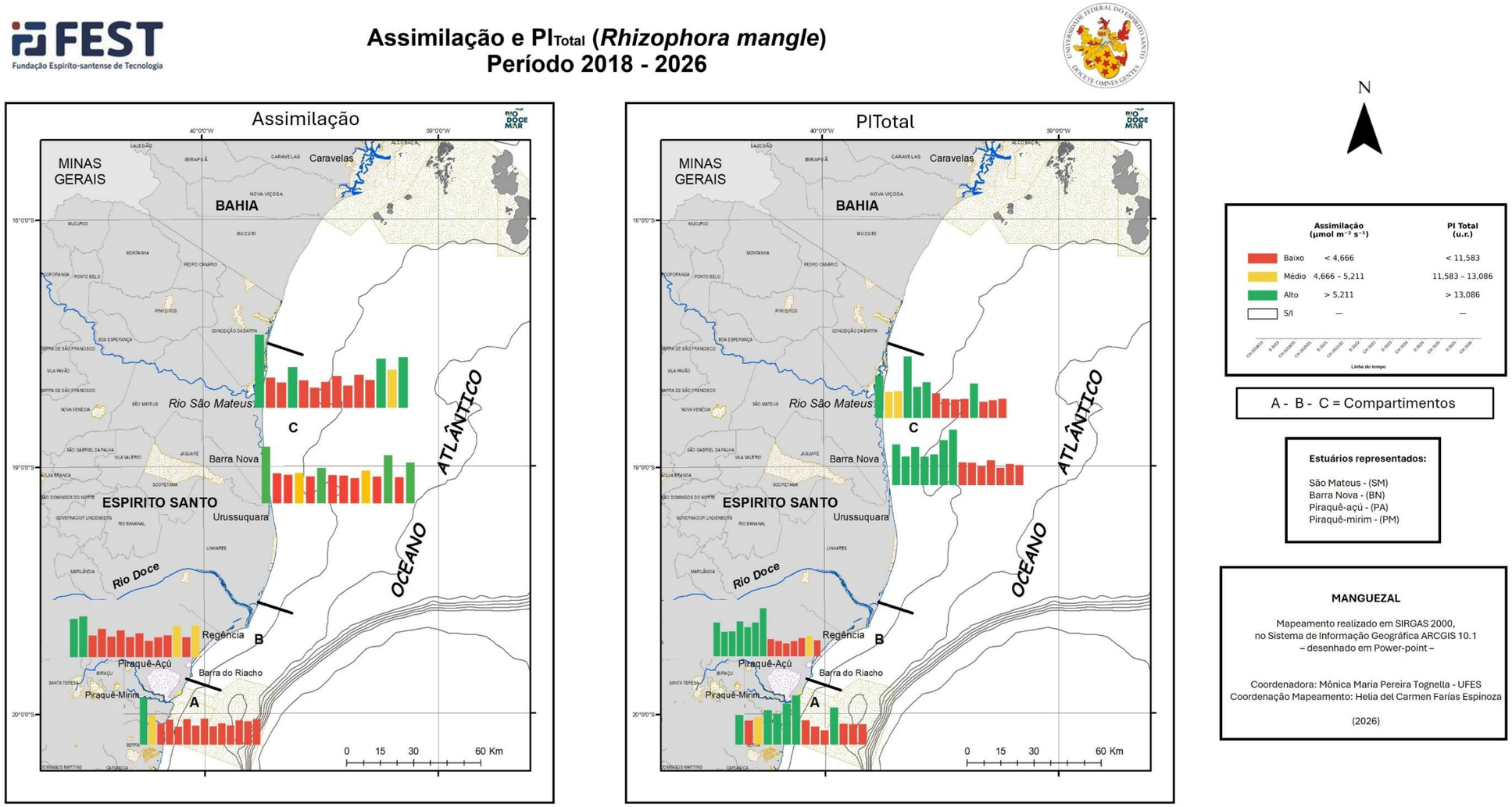


Figura 36: Indicador Ecológico Flora – Mapeamento temático da assimilação de carbono (*A* µmol m^{-2} s^{-1}) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a fevereiro de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo. Barra Nova e São Mateus (Compartimento C). Valores abaixo ou acima da média são classificados como Baixo ou Alto, respectivamente. O valor médio foi calculado utilizando a média até o Ano 4 do monitoramento para o respectivo parâmetro, juntamente com o erro padrão dos dados.

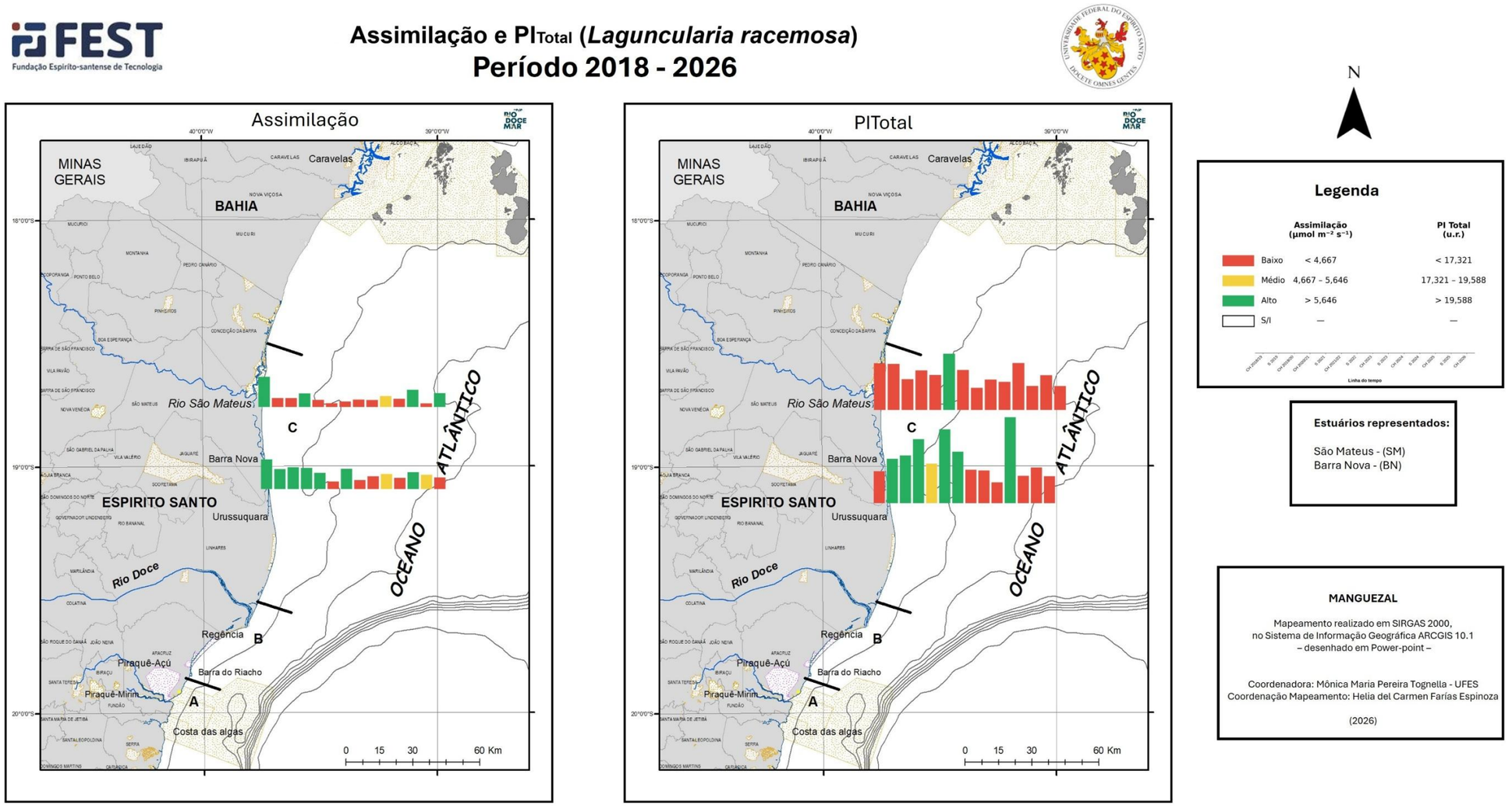
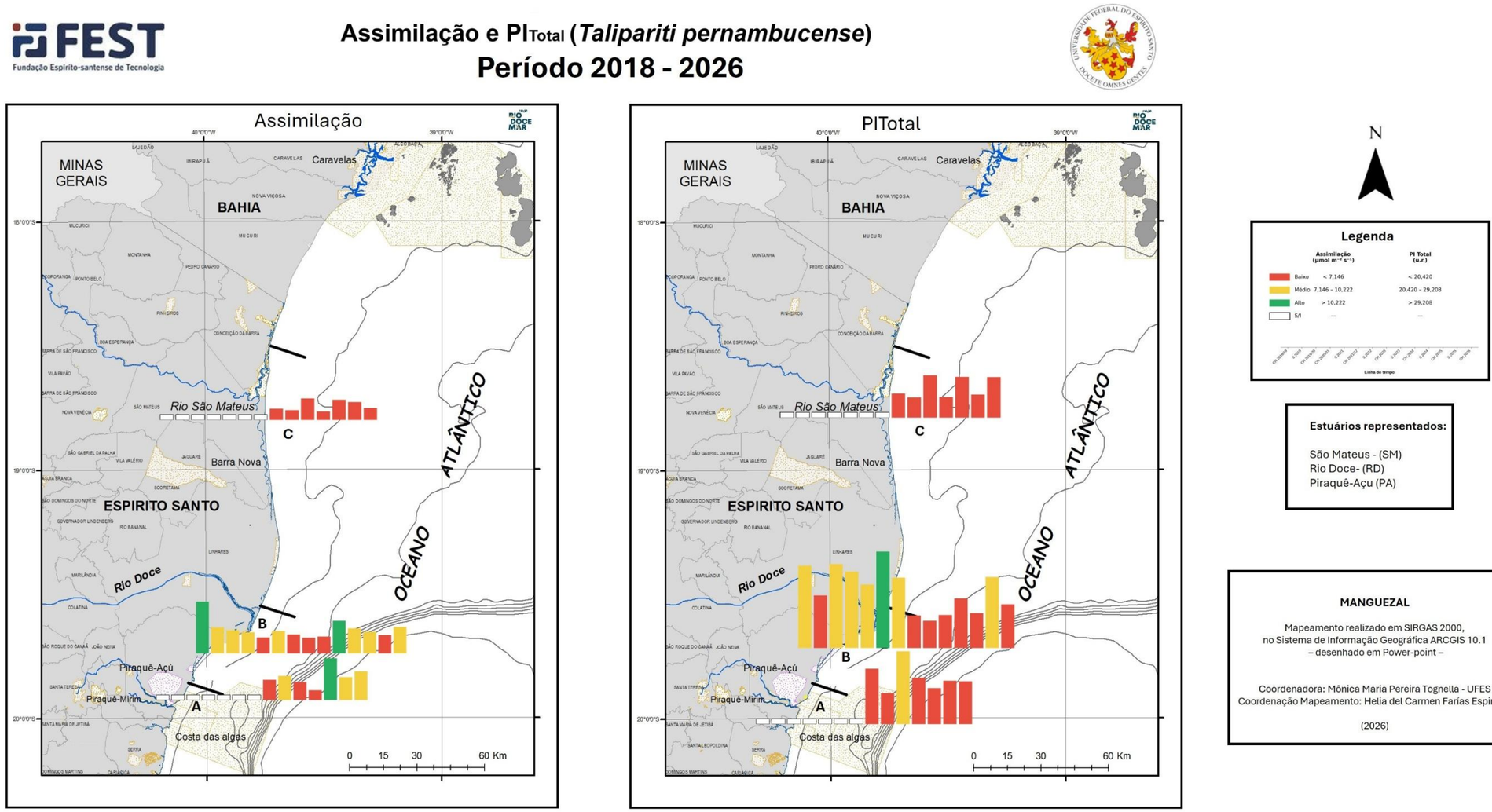
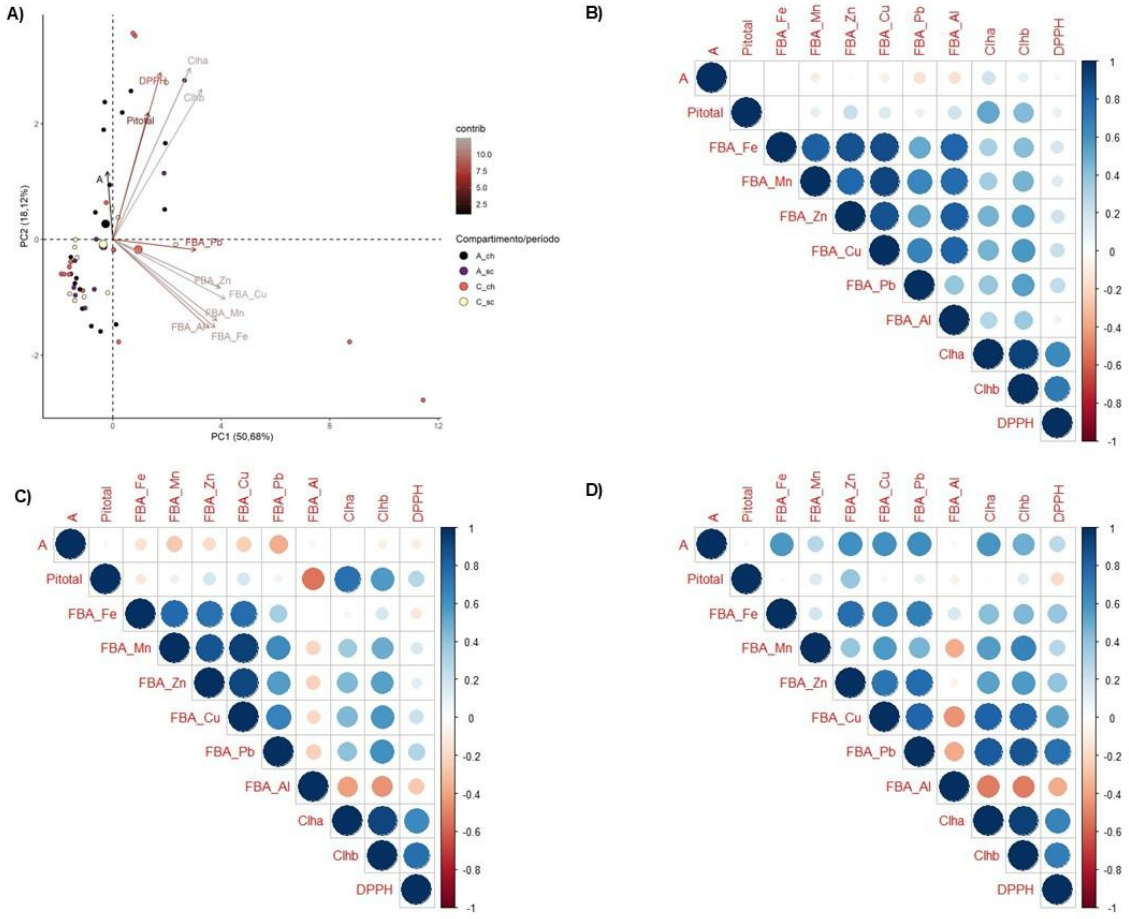


Figura 37: Indicador Ecológico Flora – Mapeamento temático da assimilação de carbono (*A* μmol m^{-2} s^{-1}) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a fevereiro de 2026 no rio Doce e no período de janeiro de 2023 a fevereiro de 2026 no Piraquê-Açu e São Mateus. Rio Doce (Compartimento B), Piraquê-Açu (Compartimento A) e São Mateus (Compartimento C). Valores abaixo ou acima da média são classificados como Baixo ou Alto, respectivamente. O valor Médio foi calculado utilizando a média até o Ano 4 do monitoramento para o respectivo parâmetro, juntamente com o erro padrão dos dados. As áreas Piraquê-Açu e São Mateus foram inseridas no monitoramento a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023).



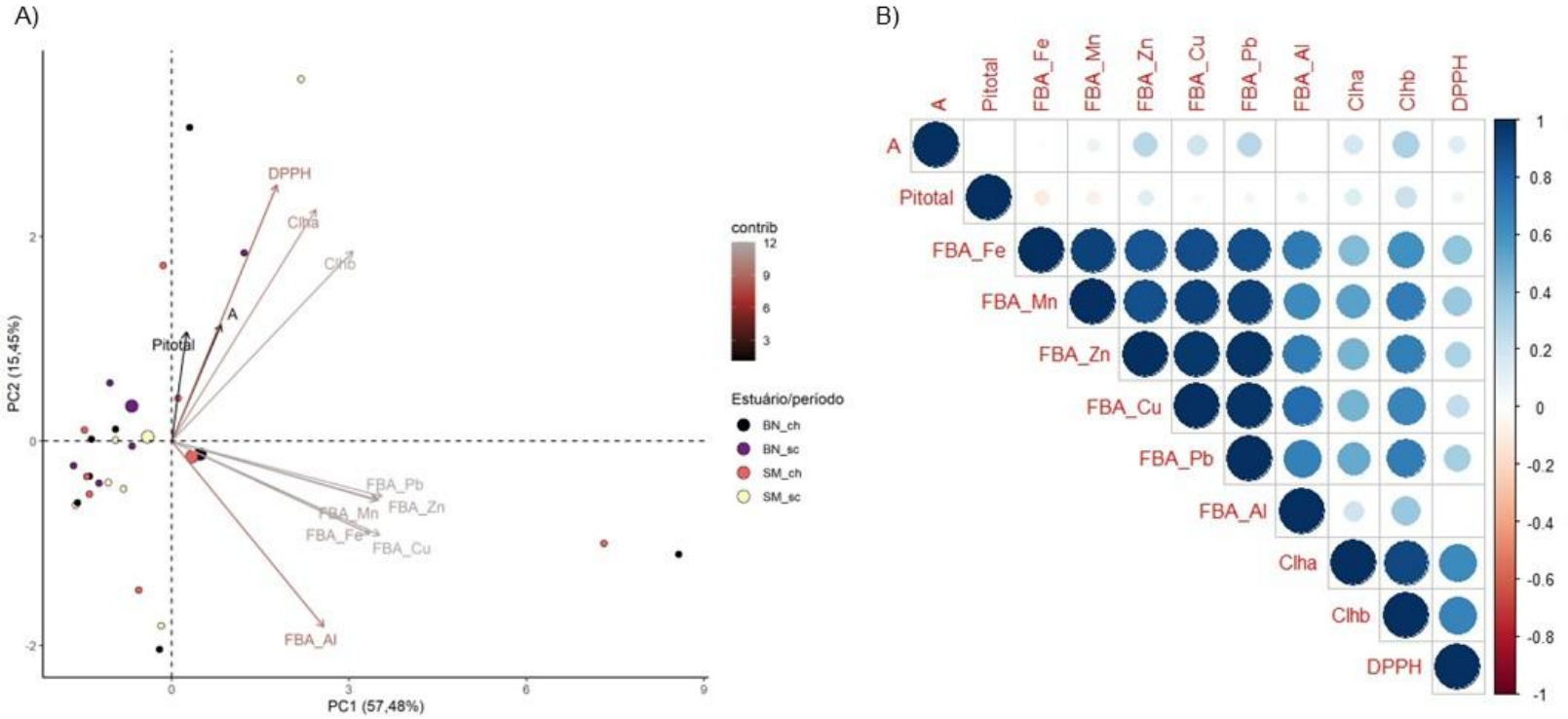
A atualização do mapeamento temático dos parâmetros de assimilação de carbono (*A*) e do índice de conservação de energia (PI_{Total}), obtidos nos períodos Seco 2025 e Chuvoso 2026 para *R. mangle*, *L. racemosa* e *T. pernambucense* é apresentada nas Figuras 35, 36 e 37, respectivamente. De forma geral, observou-se redução da atividade fotossintética ao longo do monitoramento, com melhorias registradas apenas de maneira pontual entre as espécies e entre os períodos analisados. Avaliando *R. mangle*, durante o período Seco 2025, todos os estuários monitorados mantiveram os níveis de assimilação de carbono abaixo da média histórica, padrão observado desde o período Seco 2019 e condizente com os valores de referência calculados para o PMBA/Fest-UFES (FEST, 2025a, 2025b). A exceção foi o estuário de São Mateus, que registrou aumento nas trocas gasosas no período seco pela primeira vez desde o início do monitoramento. Os valores de PI_{Total}, quando comparados ao período Seco 2024, revelaram redução na vitalidade das plantas em Piraquê-Mirim e São Mateus, porém com melhoraria no desempenho fotoquímico em Piraquê-Açu. No período Chuvoso 2026, manteve-se o mesmo comportamento verificado em Chuvoso 2025, reforçando a tendência para incremento na produtividade primária dos indivíduos de *R. mangle* monitorados nos estuários do compartimento C nos dois últimos períodos chuvosos. Ademais, destaca-se que, no estuário de Piraquê-Mirim, o valor médio de assimilação de carbono permanece baixo desde o período Chuvoso 2019/2020. A espécie *L. racemosa* apresentou incrementos nas taxas de assimilação de carbono no período Seco 2025 e redução no Chuvoso 2026 em Barra Nova, quando comparada aos seus respectivos períodos em anos anteriores. No estuário de São Mateus, observa-se a manutenção de valores de assimilação de carbono abaixo da média desde o período Seco 2019. Por fim, a espécie *T. pernambucense* tem registrado o menor desempenho fotossintético na área de São Mateus (Figura 37), desde a sua avaliação inicial no Chuvoso 2023. No período Seco 2025, houve melhora do desempenho fotossintético em Piraquê-Açu e redução no rio Doce, declínio este que não era verificado desde o Seco 2023. No período Chuvoso 2026, as melhores taxas de assimilação de carbono foram mantidas em Piraquê-Açu e no rio Doce. Diferentemente das trocas gasosas, os índices de vitalidade da planta (relacionados ao transporte de elétrons entre os fotossistemas) vêm mantendo taxas baixas em ambos os períodos e, em todas as espécies monitoradas, desde o Chuvoso 2022/2023. Aumentos pontuais ocorreram apenas no Chuvoso 2024 para o Piraquê-Açu e, no Seco 2025, no rio Doce.

Figura 38: Indicador Ecológico Biorremediação - *Rhizophora mangle*. Análise de componentes principais (ACP) (A) e correlação de Spearman (B, C e D) entre o Fator de bioacumulação (FBA) para Mn, Fe, Zn, Pb, Cu e Al e parâmetros fisiológicos considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso 26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5) , seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) o monitoramento do PMBA/Fest, nos manguezais do Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) (Compartimento A); Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C). Legenda: PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2, Mn/Fe/Zn/Pb/Cu/Al – manganês, ferro, zinco, chumbo, cobre e alumínio, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar) - Profundidade do sedimento analisado: 0-5 cm. A e B: Período chuvoso e seco; C: Período chuvoso; D: Período seco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



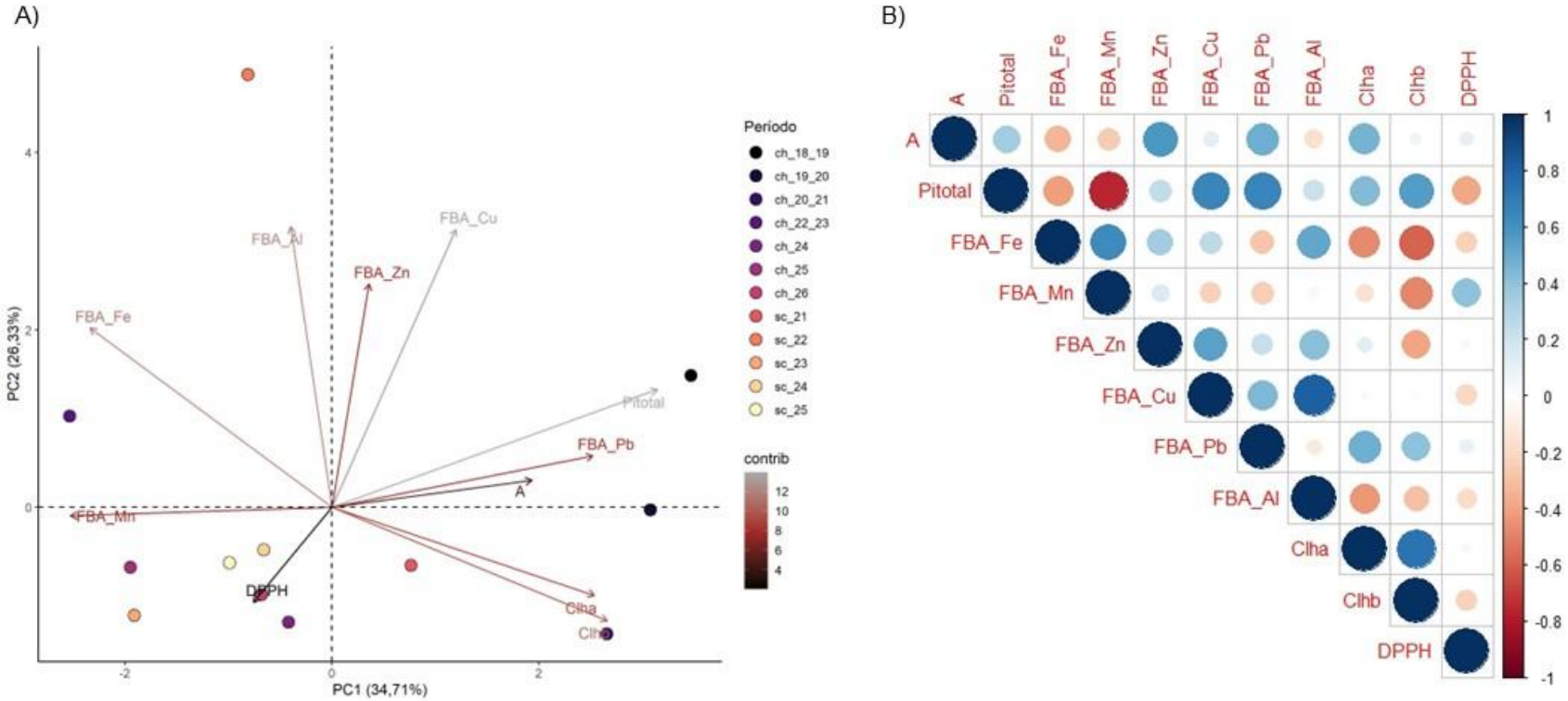
O efeito da bioacumulação de metais sobre o metabolismo fotossintético e atividade antirradicalar foram avaliados para *R. mangle* por meio de ACP e análise de correlação. A bioacumulação de metais (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb e Al) e Clorofila *b* são parâmetros relevantes na construção da componente x, explicando 50,68% da variabilidade dos dados. Em contrapartida, os parâmetros correlacionados ao eixo y reforçam os indicadores de maior produtividade, tais como assimilação de carbono, PI_{Total} e clorofila *a*, apesar da associação do DPPH ao agrupamento. Entretanto, a funcionalidade do sistema fotossintético é mantida, aspecto reforçado pela correlação entre PI_{Total} e clorofila *a* ($r_{PITotal\ x\ Chla} = 0,56$; $p < 0,01$). Esta tendência foi observada em relatórios anteriores (FEST, 2024; FEST, 2025a; FEST, 2025b), quando o centroide do compartimento C no período chuvoso foi associado à bioacumulação de metais e, o centroide do compartimento A no período chuvoso, à eficiência fotossintética. Para o período seco, ambos os compartimentos estão opostos à bioacumulação, mas mais próximos da origem. A ACP continua reforçando a tendência perpendicular do efeito da bioacumulação de metais sobre a eficiência fotossintética, uma vez que Zn, Mn, Cu participam do metabolismo energético das espécies e, em uma análise geral de correlação, estes elementos são correlacionados com PI_{Total} e clorofilas ($r_{FBA_Zn\ x\ PITotal} = 0,36$; $p < 0,01$; $r_{FBA_Zn\ x\ Chla} = 0,37$; $p < 0,01$; $r_{FBA_Zn\ x\ Chlb} = 0,38$; $p < 0,01$; $r_{FBA_Mn\ x\ Chlb} = 0,33$; $p < 0,05$; $r_{FBA_Cu\ x\ Chla} = 0,30$; $p < 0,05$; $r_{FBA_Cu\ x\ Chlb} = 0,37$; $p < 0,01$). Contudo, análises de correlação específicas por período registram efeitos deletérios de metais sobre a eficiência fotossintética. No período chuvoso, tem-se o registro do bioacúmulo de Cu e este atuando negativamente sobre a assimilação de carbono ($r_{FBA_Cu\ x\ A} = -0,40$; $p < 0,05$). Apesar do fator de bioacumulação para o Al ter sido considerado ausente, foi registrado correlação negativa com o PI_{Total} ($r_{FBA_Al\ x\ PITotal} = -0,65$; $p < 0,01$), fato reportado em Fest (2025b). No período seco, o bioacúmulo de Al também apresentou associação negativa com os pigmentos fotossintéticos ($_{FBA_Al\ x\ Chla} = -0,60$; $p < 0,01$; $_{FBA_Al\ x\ Chlb} = -0,72$; $p < 0,01$). Esses resultados corroboram os resultados de Poschenrieder *et al*. (2008) que apontam o alumínio como um importante fator de estresse para as plantas, mesmo em baixa concentração. Os efeitos do bioacúmulo de Fe e Mn sobre o desempenho fotossintético e a atividade antirradicalar, reportados por Fest (2023a, 2023b), não foram identificados com o atual conjunto de dados. Da mesma forma, não foi observado o efeito negativo do bioacúmulo de Pb sobre a assimilação de carbono descrito por Fest (2025b).

Figura 39: Indicador Ecológico Biorremediação – *Laguncularia racemosa.* Análise de componentes principais (ACP) (A) e correlação de Spearman (B) entre o Fator de bioacumulação (FBA) para Mn, Fe, Zn, Pb, Cu e Al e parâmetros fisiológicos considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) e chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso_26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5) ,seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest, nos manguezais de Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C). Legenda: PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2, Mn/Fe/Zn/Pb/Cu/Al – manganês, ferro, zinco, chumbo, cobre e alumínio, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar) - Profundidade do sedimento analisado: 0-5 cm. A e B: Período chuvoso e seco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



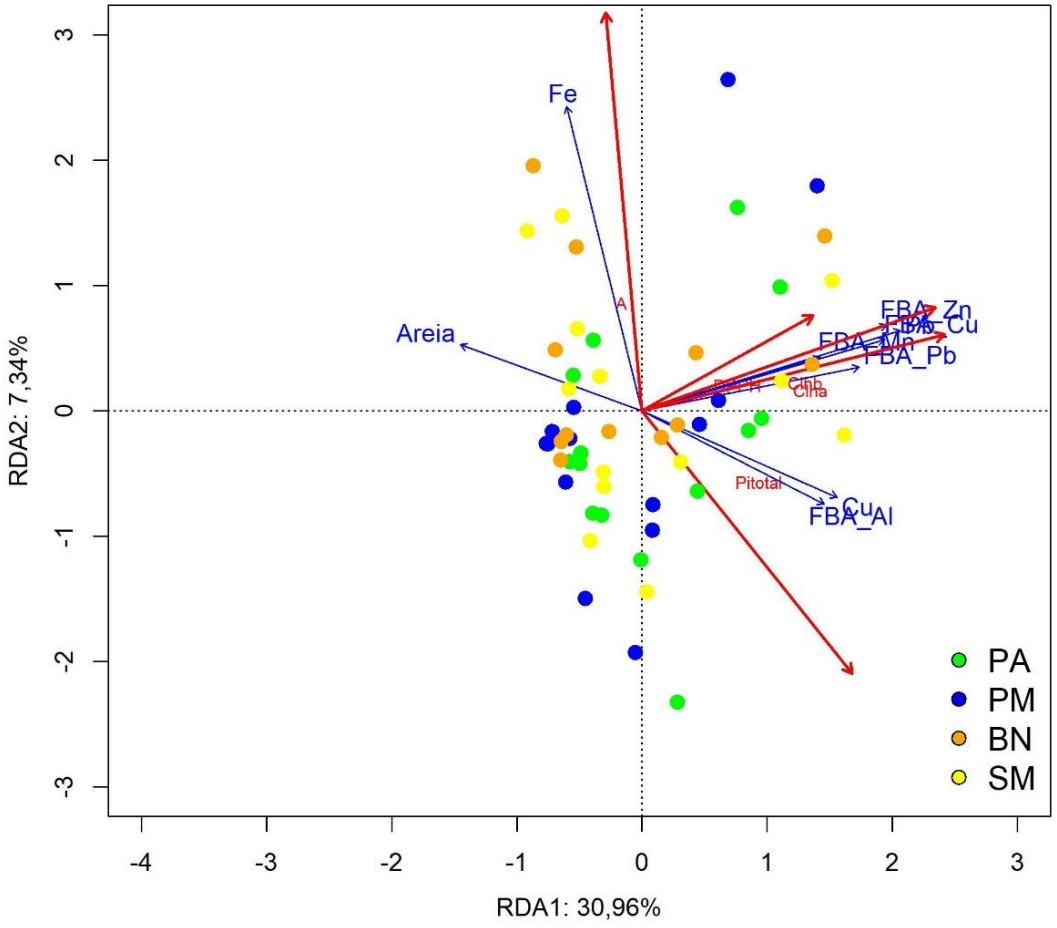
Na espécie *L. racemosa,* avaliada no compartimento C, observou-se a manutenção do agrupamento das áreas de São Mateus e Barra Nova duranteo período chuvoso. Esse agrupamento esteve associado à maior bioacumulação de metais Fe, Mn, Cu, Zn, Al e Pb, concomitantemente ao menor desempenho fotossintético, evidenciado pelos menores valores de A e PI_{Total}. A influência dos metais sobre a atividade fotossintética é verificada por meio da correlação negativa entre metais e a assimilação de carbono e o índice de desempenho ($r_{Cu\ x\ A} = -0,40\ p < 0,05$; $r_{Al\ x\ PITOTAL} = -0,65\ p < 0,01$). Desta forma, o excesso de metais bioacumulados pode impactar negativamente o metabolismo fotossintético, possivelmente por mecanismos de fotoinibição, competição iônica ou indução de estresse oxidativo (KÜPPER *et al.*, 1996; GRATÃO *et al.*, 2005). Esse agrupamento também evidenciou associações com as clorofilas sendo reforçado com as correlações entre metais e clorofilas ($r_{FBA_Mn\ x\ Chlb} = 0,54;\ p < 0,01$; $r_{FBA_Cu\ x\ Chlb} = 0,62;\ p < 0,01$). Esse padrão, observado em Fest (2025a; 2025b) sugere que em concentrações moderadas, os metais Mn e Cu participam da biossíntese e estabilidade dos pigmentos fotossintéticos (MARSCHNER, 2012). São Mateus, no período seco, apresenta padrão inverso a este assim como reportado em Fest (2025b). Em contrapartida, Barra Nova no período seco, mantem-se associada à maior produção primária e estresse oxidativo. A análise de correlação indica que o bioacumulo de Mn intensifica o estresse oxidativo ($_{FBA_Mn\ x\ DPPH} = -0,42;\ p < 0,05$). No entanto, o bioacumulo de Zn foi correlacionado ao melhor desempenho fotoquímico e, este, às maiores concentrações de clorofila b ($r_{FBA_Zn\ x\ PITotal} = 0,40;\ p < 0,05$; $r_{FBA_Chlb\ x\ PITotal} = 0,40;\ p < 0,01$). Além disso, no estuário de Barra Nova, em ambos os períodos, verifica-se o bioacúmulo de Pb, contudo o metal aparentemente não tem causado efeitos negativos na atividade fotossintética dos indivíduos de avaliados (CABAÑAS–MENDOZA *et al.*, 2023), conforme aponta a correlação positiva entre Pb e clorofila b ($r_{FBA_Pb\ x\ Clhb} = 0,45;\ p < 0,05$).

Figura 40: Indicador Ecológico Biorremediação – *Taliparitipernambucense.* Análise de componentes principais (ACP) (A) e correlação de Spearman (B) entre o Fator de bioacumulação (FBA) para Mn, Fe, Zn, Pb, Cu e Al e parâmetros fisiológicos considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) e chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso_26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5) , seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) na foz do rio Doce (Compartimento B) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Legenda: PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2, Mn/Fe/Zn/Pb/Cu/Al – manganês, ferro, zinco, chumbo, cobre e alumínio, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar) - Profundidade do sedimento analisado: 0-5 cm. A e B: Período chuvoso e seco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



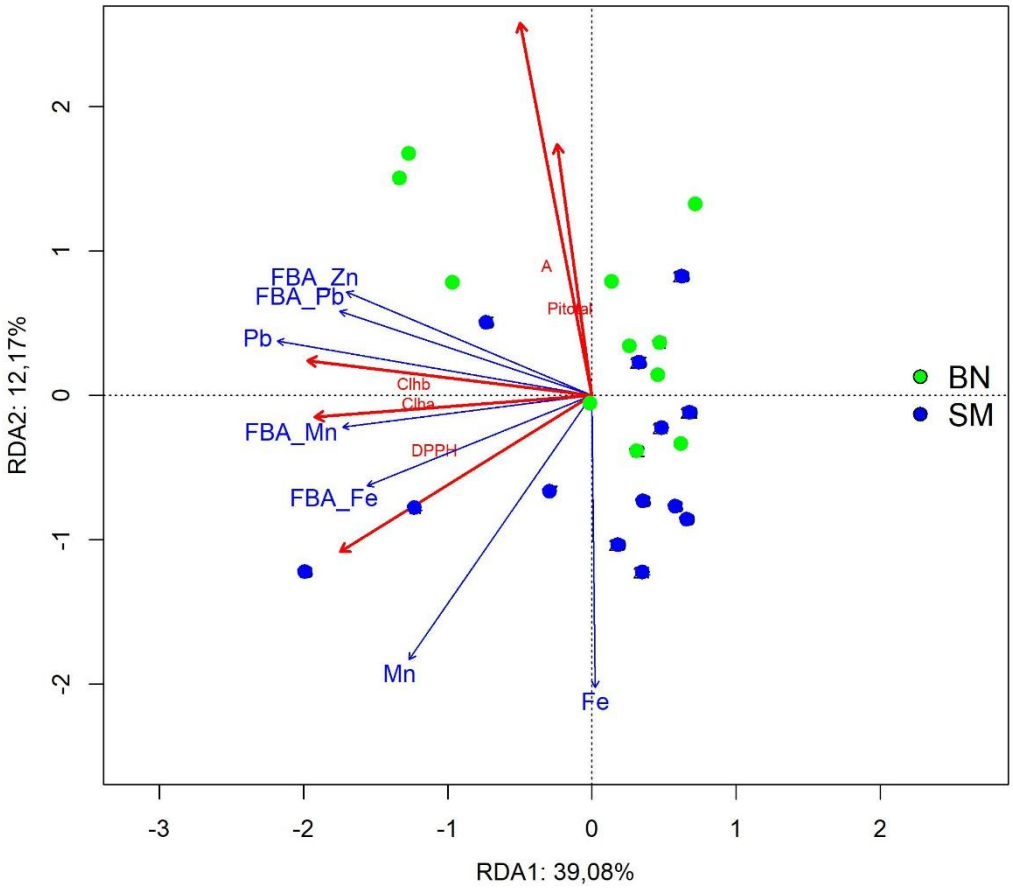
A integração entre a bioacumulação de metais e os parâmetros fisiológicos de *T. pernambucense* no rio Doce apontam para o agrupamento das variáveis fisiológicos (A, PI_{Total} e clorofilas) associado aos períodos chuvosos no início do monitoramento (2018/2019, 2019/2020 e 2020/2021). O bioacúmulo de Fe, Mn e Pb indica menor desempenho fotossintético associado à maior concentração desses metais, comportamento reforçado pelas correlações negativas entre metais e parâmetros fisiológicos ($r_{FBA_Fe \times PITotal} = -0,66$; $p < 0,05$; $r_{FBA_Fe \times Chla} = -0,59$; $p < 0,05$; $r_{FBA_Fe \times Chlb} = -0,60$; $p < 0,05$; $r_{FBA_Mn \times PITotal} = -0,76$; $p < 0,01$; $r_{FBA_Zn \times Chlb} = -0,60$; $p < 0,05$). Este agrupamento está relacionado aos períodos secos de 2022, 2024 e 2025 e aos períodos chuvosos de 2022/2023 e chuvoso 2025. O agrupamento corrido com a bioacumulação de Zn, Cu e Al, durante o período seco de 2022, está perpendicular àqueles citados anteriormente, indicando desempenho fotossintético intermediário. A partir da análise da PCA, pode-se inferir que os períodos chuvosos de 2024 e de 2026 também exibem desempenho fotossintético intermediário, entretanto, as plantas encontram-se sob estresse oxidativo. Esse resultado pode estar associado à concentração de Pb foliar (Figura 77), que aumentou no último período chuvoso, e de Mn (Figura 74), cujas concentrações se mostraram elevadas em ambos os períodos chuvosos citados. Tanto Pb quanto Mn já foram identificados como potenciais indutores de estresse oxidativo em *T. pernambucense* no rio Doce (FEST 2023b; FEST, 2025a). Em contraste ao registrado em Fest (2025b), não foi constatada correlação negativa significante entre o bioacúmulo de Al e assimilação de carbono. No entanto, em função da reconhecida toxicidade desse elemento, seu monitoramento deve ser mantido, a fim de verificar possíveis interferências na produção primária da vegetação.

Figura 41: Indicador Ecológico Biorremediação - *Rhizophora mangle*. Análise de Redundância (RDA) entre metais no tecido foliar (Fe, Cu e Pb), fator de bioacumulação (Mn, Zn, Cu, Pb e Al), teor de areia e parâmetros fisiológicos considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5), chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso_26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5) ,seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Nos manguezais do Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) (Compartimento A); Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C). PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2, Fe/Mn/Cu/Zn/Pb/Al – ferro, manganês, cobre, zinco, chumbo e alumínio, Chla – clorofila *a*,Chlb – clorofila *b*, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar).



O efeito das características do sedimento (teor de areia, lama e matéria orgânica), dos metais no sedimento, dos metais foliares (Fe, Mn, Zn, Cu e Pb), do fator de bioacumulação (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Al) e da salinidade intersticial (variáveis explicativas - vetores azuis) sobre o desempenho fotossintético e a atividade antirradicalar (variáveis resposta - vetores vermelhos) foi investigado por meio da Análise de Redundância (RDA). Os metais Fe, Cu e Pb no tecido vegetal, assim como, o fator de bioacumulação (Mn, Zn, Cu, Pb e Al) e o teor de areia foram significantes para a apresentação do modelo atual e explicam 38,30% da variabilidade dos dados de produção primária e atividade antirradicalar. Isto indica o efeito do fator abiótico sedimento (granulometria) sobre a solubilidade e disponibilidade destes metais para a flora e sua trajetória (bioacumulação) sob efeito crônico (persistência do tensor). Teste de permutação foi obtido com as variáveis selecionadas pelo modelo, sendo significante (999 interações, p = 0,001). O eixo x positivo foi influenciado pela presença de Cu e Pb na folha, pelo bioacúmulo de Mn, Zn, Cu, Pb e Al, síntese de clorofilas e resposta oxidativa (DPPH). Estes resultados indicam a atuação das clorofilas na fisiologia do estresse, induzindo o aumento na área de absorção e provocando maior dissipação de energia, (AGATHOKLEOUS *et al*., 2020). Ressalta-se que os elementos Cu, Mn e Zn atuam na síntese de clorofilas (NOULAS *et al.*, 2018; HUANG *et al*., 2019; SHANG *et al*., 2024), ainda assim, lembrando a Lei de Liebig, pode-se interpretar que estes elementos atuem sobre a atividade antirradicalar, juntamente com Pb e Al, aumentando o estresse oxidativo. Com o atual conjunto de dados, tem-se o eixo x negativo sendo influenciado pelo teor de areia, portanto em locais/períodos nos quais o teor de areia é mais elevado, menor é a bioacumulação de metais. O elemento Fe permanece com uma atuação dicotômica sobre os parâmetros fotossintéticos (FEST, 2025b), apresentando correlação positiva com a assimilação de carbono e negativa com o PI_{Total}, sugerindo que o elemento atue negativamente sobre a absorção de energia e transporte de elétrons na etapa fotoquímica da fotossíntese (VARMA e JANGRA, 2021). Pascoalini *et al*. (2024) registraram o aumento da condutância estomática com o aumento do Fe foliar em *R. mangle* e, consequentemente, aumento na assimilação de carbono, portanto, aqui pode-se considerar que há uma compensação dos prejuízos causados pelo Fe na fase fotoquímica. Conforme apontado em Fest (2025b), a ausência de agrupamento dos estuários monitorados na RDA sugere uma homogeneidade das pressões ambientais atuantes, particularmente quanto à ocorrência contínua de contaminantes, independente da variação sazonal. Esse padrão espacial recorrente corrobora a hipótese de cronicidade da contaminação nos sistemas estudados. E de certa forma, descreve a resiliência desta espécie, funcionando como agente de tamponamento do sistema, antes do ponto de não retorno.

Figura 42: Indicador Ecológico Biorremediação – *Laguncularia racemosa*. Análise de Redundância (RDA) entre metais no tecido foliar (Mn, Fe, Pb), fator de bioacumulação (Fe, Mn, Zn, e Pb) e parâmetros fisiológicos considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - março/2020/Ano 2); chuvoso_20_21 (outubro/2020 – março /2021/Ano 3), chuvoso_21/22 (outubro/2021 – março/2022/Ano 4), chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) e chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6), chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) e chuvoso_26 (janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e os períodos seco_19 (abril/2019 – setembro/2019/Ano 1); seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3), seco_22 (abril/2022 – agosto/2022/Ano 4), seco_23 (abril/2023 – agosto/2023/Ano 5) , seco_24 (junho/2024 – julho/2024/Ano 6) e seco_25 (junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest, nos manguezais de Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C). PI_{Total}: índice de conservação de energia dos fótons absorvidos pelo fotossistema II para a redução dos aceptores finais do fotossistema I, A - assimilação de CO_2, Mn/Fe/Zn/Pb – manganês, ferro, zinco e chumbo FBA_Mn - fator de bioacumulação manganês, Fator de bioacumulação ferro, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, DPPH• - 2,2-difenil-1- picrilhidrazila (atividade antirradicalar).



A análise de redundância para *L. racemosa* explicou 51,25% (p = 0,001) da variabilidade dos dados com o atual conjunto. As variáveis explicativas selecionadas no modelo foram Fe, Mn e Pb no tecido vegetal e bioacúmulo de Fe, Mn, Zn e Pb. A análise indica que o Pb na folha e o bioacúmulo de Zn, Pb, Mn e Fe induzem o estresse oxidativo. D'Addazio *et al.* (2023) registraram redução na capacidade antirradicalar induzida por maiores concentrações de Zn e Cu para a espécie. Diferentemente do observado por esses autores, os resultados atuais evidenciam aumento nos teores de clorofilas. Esse comportamento pode ser justificado pelo papel desempenhado pela maioria desses elementos na síntese de clorofilas, bem como pela atuação desses pigmentos na dispersão de energia e mitigação do estresse. De maneira semelhante ao registrado em Fest (2025b), os metais foliares Mn e Fe reduziram a eficiência fotossintética de *L. racemosa*, especialmente no estuário de São Mateus, apesar

disso, a espécie em Barra Nova exibe melhor desempenho fotossintético, sugerindo maior capacidade para manutenção da atividade fisiológica neste estuário.

Figura 43: Indicador Ecológico Biorremediação – Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

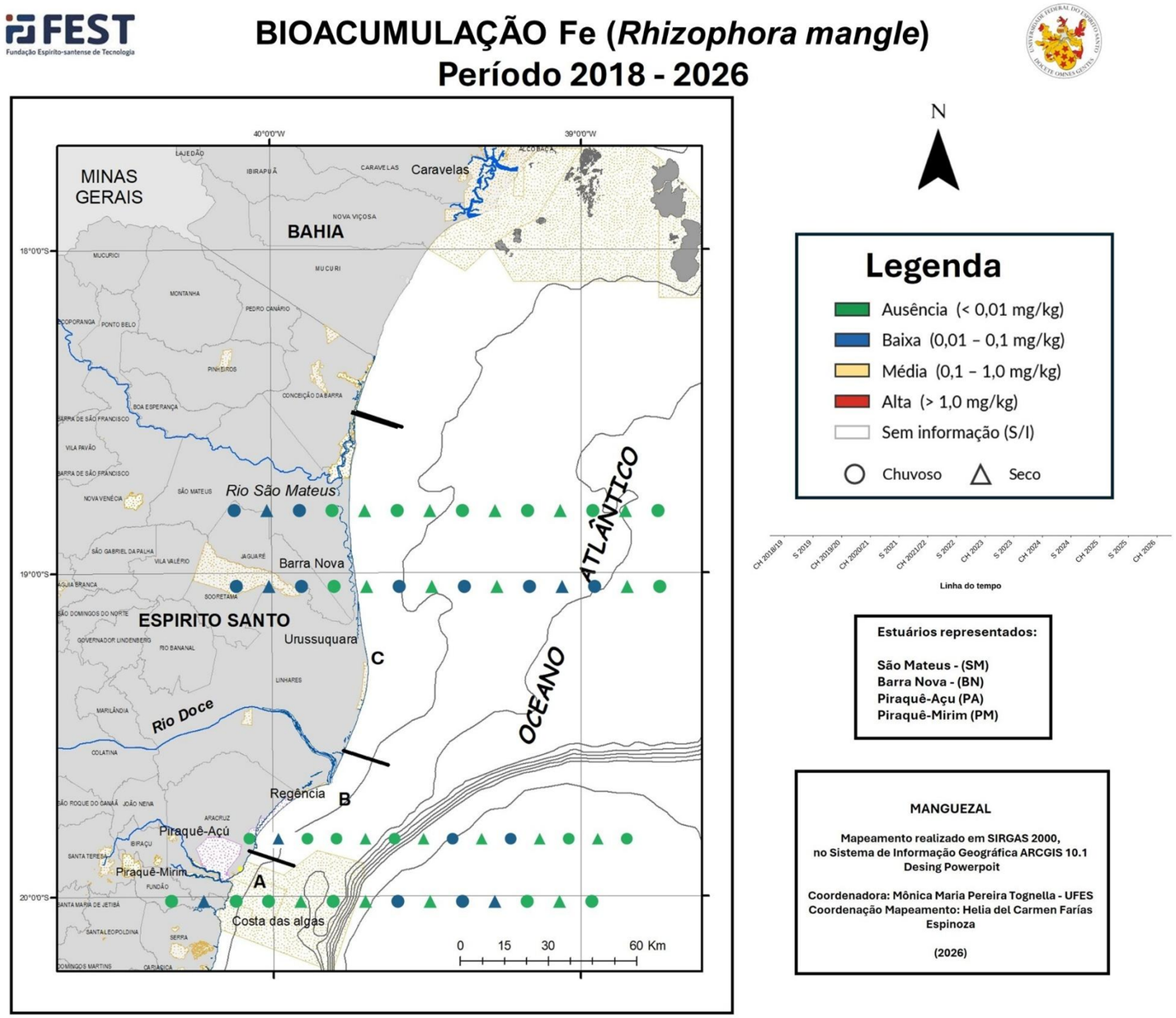


Figura 44: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

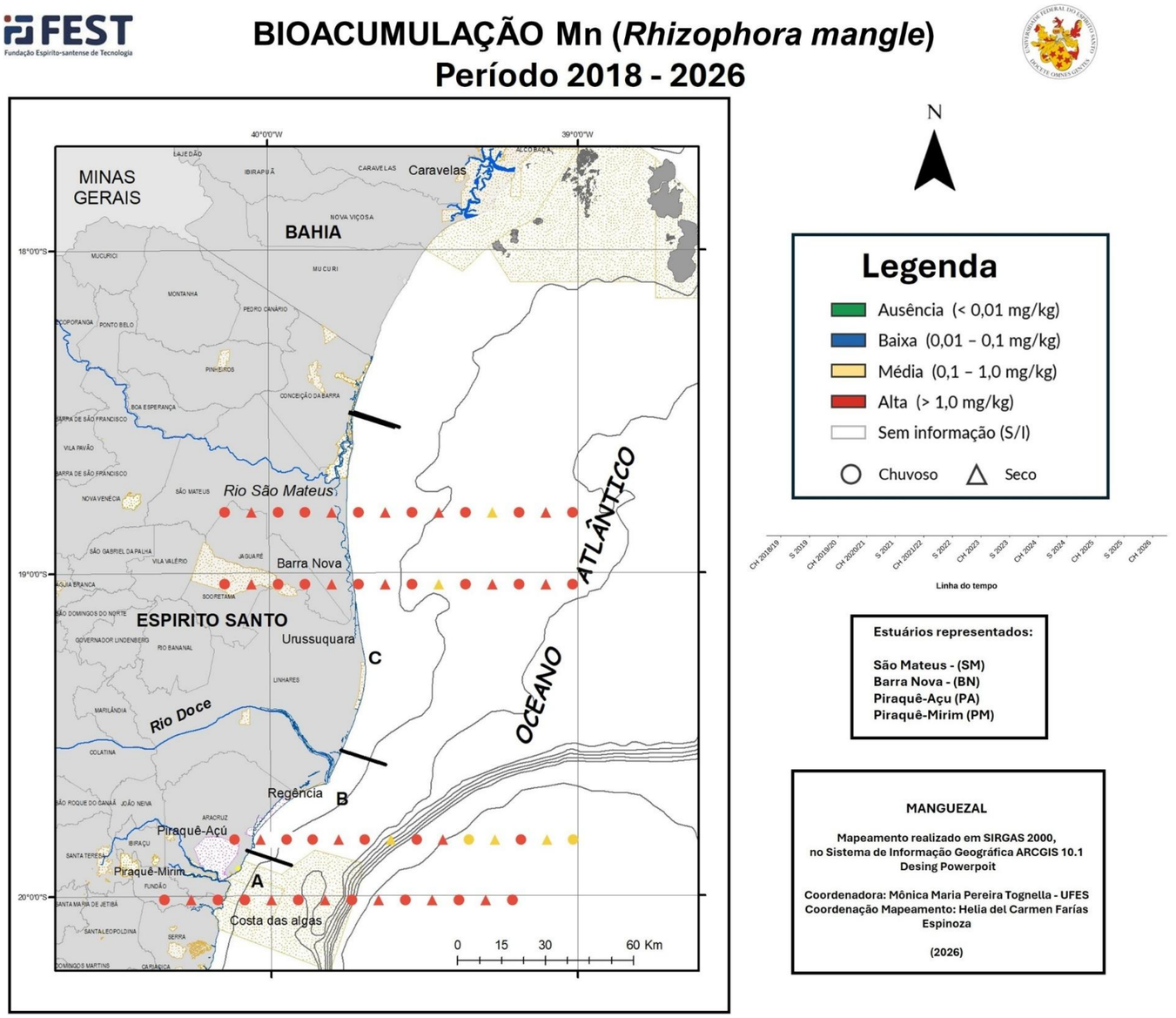


Figura 45: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

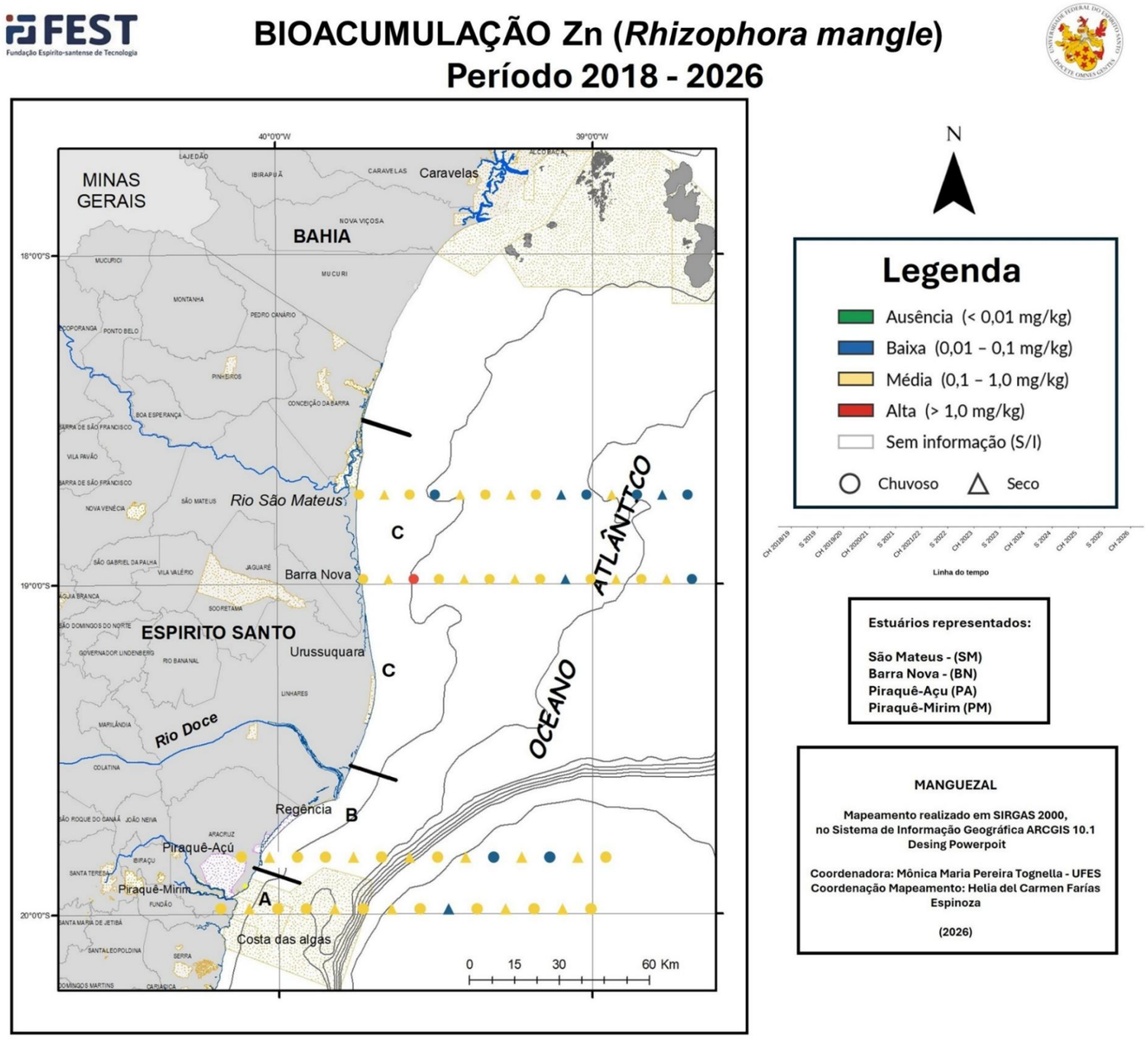


Figura 46: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

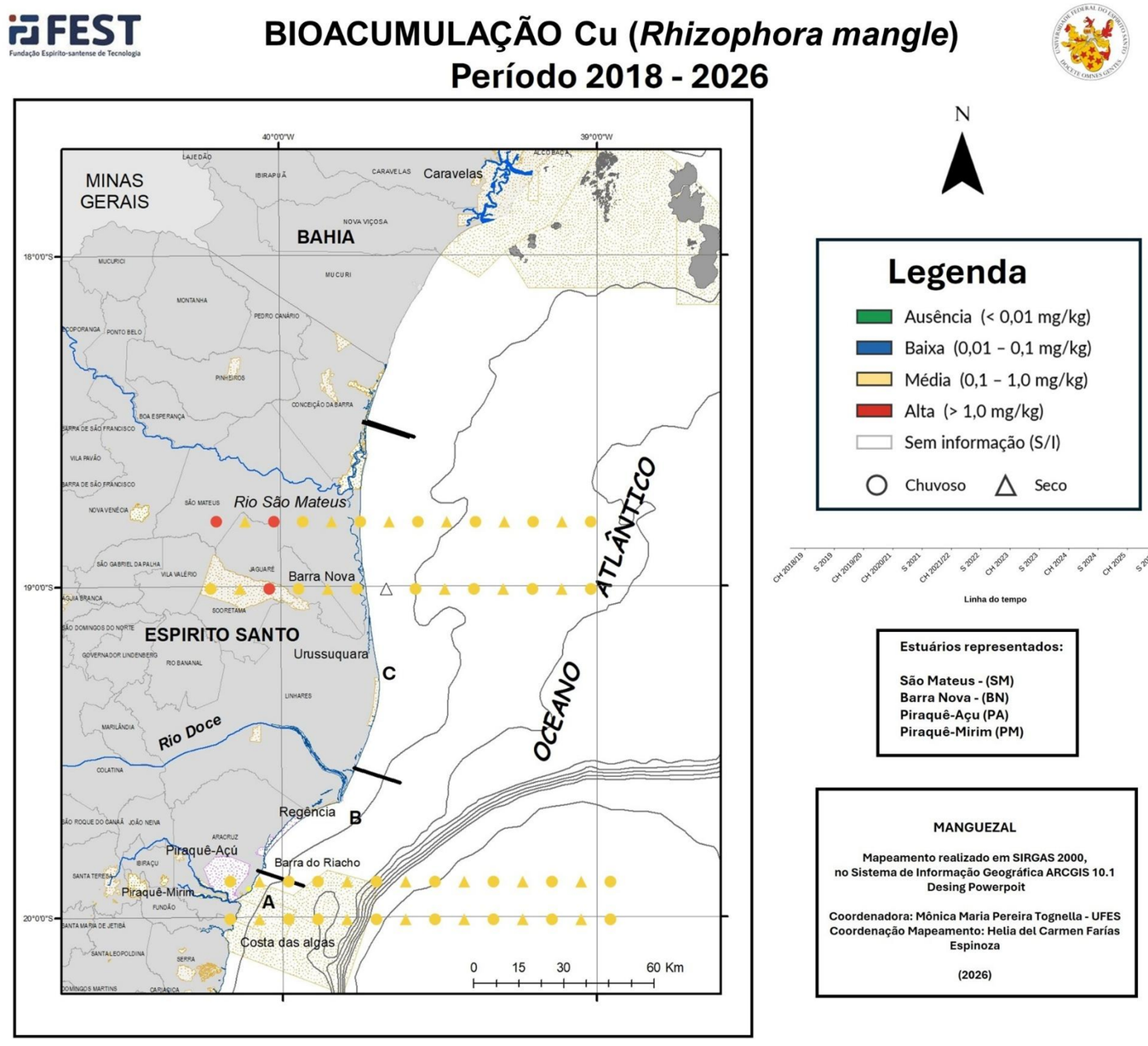
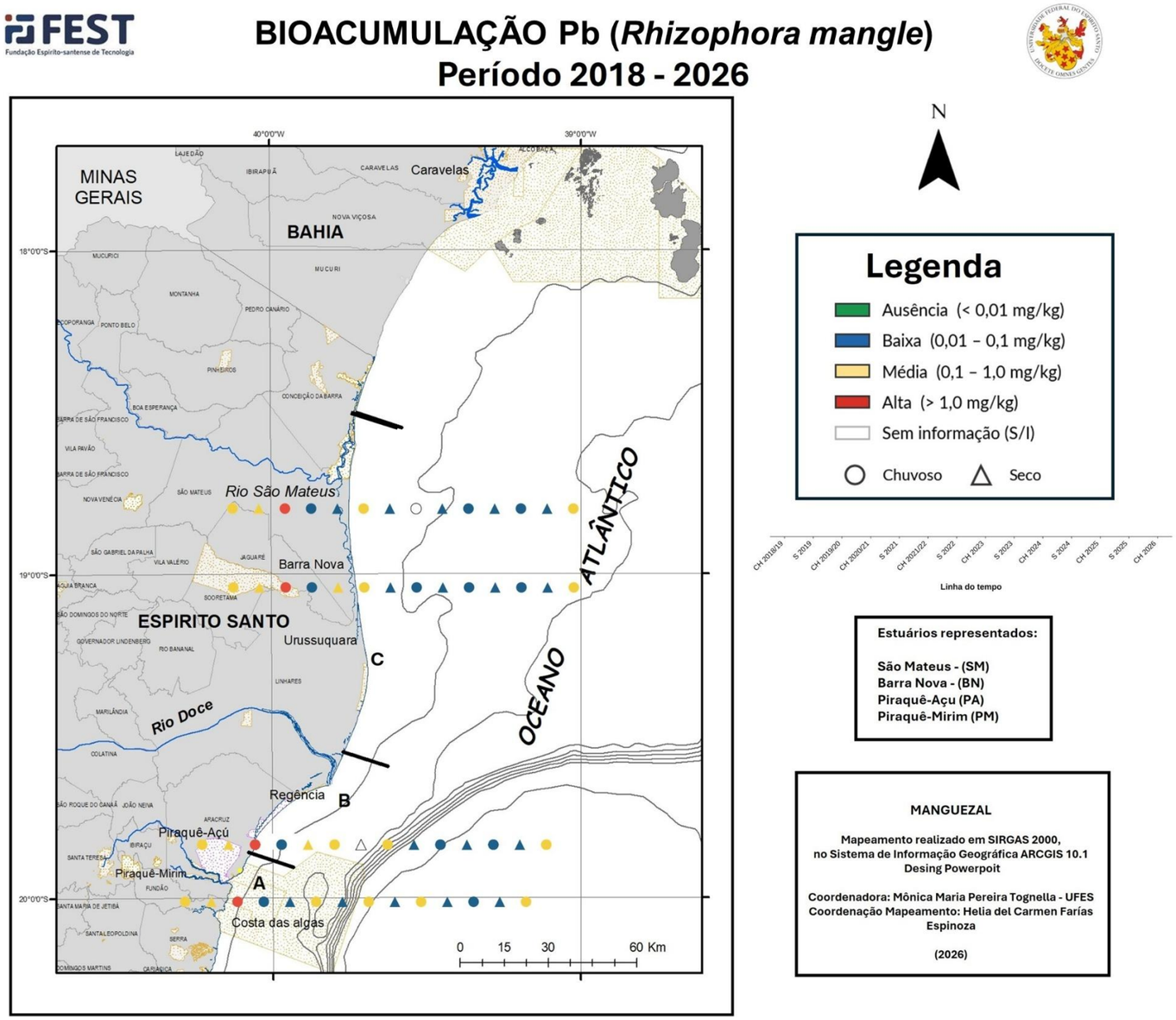


Figura 47: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.



A contaminação por altos níveis de metais em plantas de mangue pode ocorrer, principalmente porque metais são elementos químicos com alta reatividade, que podem ser rapidamente depositados em sedimentos ou incorporados por organismos. A biodisponibilidade e toxicidade desses contaminantes é influenciada por diversos fatores como a salinidade, pH, potencial redox, teor de matéria orgânica e a biota residente (KULKARNI et al., 2018). Nas plantas, metais essenciais e não essenciais podem acumular-se em quantidades consideráveis nos tecidos e, inclusive, exceder os níveis de tolerância antes de causarem efeitos fitotóxicos visíveis. A principal via de absorção de metais pelas plantas ocorre através das raízes (KABATA-PENDIAS e PENDIAS, 1992), embora outros tecidos como as folhas também possam desempenhar um papel importante nesse processo. Contudo, mais importante que o total absorvido é o acúmulo de contaminantes em partes da planta que serão consumidas na cadeia alimentar (XUE e HARRISON, 1991), assim como sua longevidade. Inúmeros destes contaminantes apresentam efeitos adversos relacionados com poluição e toxicidade. Os efeitos do Pb, por exemplo, estão relacionados à sobrevivência, crescimento, reprodução, desenvolvimento e metabolismo de diversos organismos (EISLER, 2009). Outros elementos possuem toxicidade mesmo sendo essenciais, seus efeitos deletérios dependem da concentração e localização na planta. O Cu tem papel fisiológico significativo nas plantas, atuando nos processos de fotossíntese, respiração, transporte de elétrons e biossíntese da parede celular (MALAVOLTA, 2006). O Zn também atua na nutrição em plantas e na formação de enzimas e proteínas (EPSTEIN e BLOOM, 2006). Ferro (Fe) e manganês (Mn) são essenciais no crescimento e atividades metabólicas das plantas, mas também podem se tornar tóxicos quando em excesso (EISLER, 2009). Todas essas particularidades podem ocorrer não só com plantas de mangue (*R. mangle* e *L. racemosa*) como também com a espécie *T. pernambucense*. Na série temporal de *R. mangle* há indicativo de padrão de bioacumulação ocorrendo desde o ínicio do monitoramento, independente da ausência ou baixo acúmulo de Fe (Figura 43). Apesar disto, concentrações de Fe acima dos valores preconizados por Cuzzuol e Campos (2001) foram registradas principalmente no Ano 6 (períodos Chuvoso 2024 e Seco 2024). Alta bioacumulação de Mn pode ser observada durante toda a série histórica de *R. mangle* (Figura 44), com exceções no Piraquê-Açu (Seco 2022, Chuvoso 2024, Seco 2024, Seco 2025 e Chuvoso 2026) e em Barra Nova (Seco 2023). Nos estuários do Piraquê-Mirim e São Mateus houve alta bioacumulação do metal durante todo o monitoramento. Uma característica do Mn é de não formar sulfetos estáveis e algumas espécies, como *R. mangle*, podem apresentar maior concentração deste metal no tecido foliar em decorrência da solubilização do Mn que aumenta nas condições redutoras típicas do ecossistema de manguezal, tornando este metal mais biodisponível que outros (LACERDA ,1997). Para Zn, verifica-se tendência de bioacumulação média, com algumas variações observadas no mapa (Figura 45). O período Chuvoso 2026 foi marcado pelo baixo acúmulo foliar de Zn nos estuários de Barra Nova e São Mateus, assim como observado no período Seco 2023 (Figura 45). Para Cu também se observa tendência de média bioacumulação ao longo do monitoramento, principalmente no Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim. Em Barra Nova e São Mateus, alta bioacumulação foliar de Cu pode ser observada no Ano 1 e Ano 2 (Figura 46). Em relação a bioacumulação de Pbhouve média e alta bioacumulação do metal nos primeiros anos do monitoramento, com destaque para o período Chuvoso 2019_2020. A partir do período Chuvoso

2020_2021, o acúmulo de Pb nas folhas de *R. mangle* foi baixo. Os períodos Chuvoso 2021_2022, Chuvoso 2023 e Chuvoso 2026 foram marcados com moderada bioacumulação foliar de Pb (Figura 47). Fator de bioacumulação abaixo de 1 significa, como visto, que a concentração do elemento no sedimento é maior que na planta como um todo, indicando menor capacidade de transferência sedimento-planta. De acordo UR RAHMAN *et al.* (2024), após a absorção de Pb pelas raízes, uma quantidade não significativa é transferida para as partes aéreas em muitas plantas, devido a sua interação com componentes da parede celular e, posterior, compartimentalização dos íons metálicos de Pb. Mesmo assim, existe a possibilidade de bioacumulação nas plantas e biomagnificação do Pb nos diferentes níveis da cadeia alimentar, o que agrava ainda mais seu impacto ecológico, ameaçando a saúde de organismos de níveis tróficos superiores (COLLIN et al., 2022).

Figura 48: Indicador Ecológico Biorremediação Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

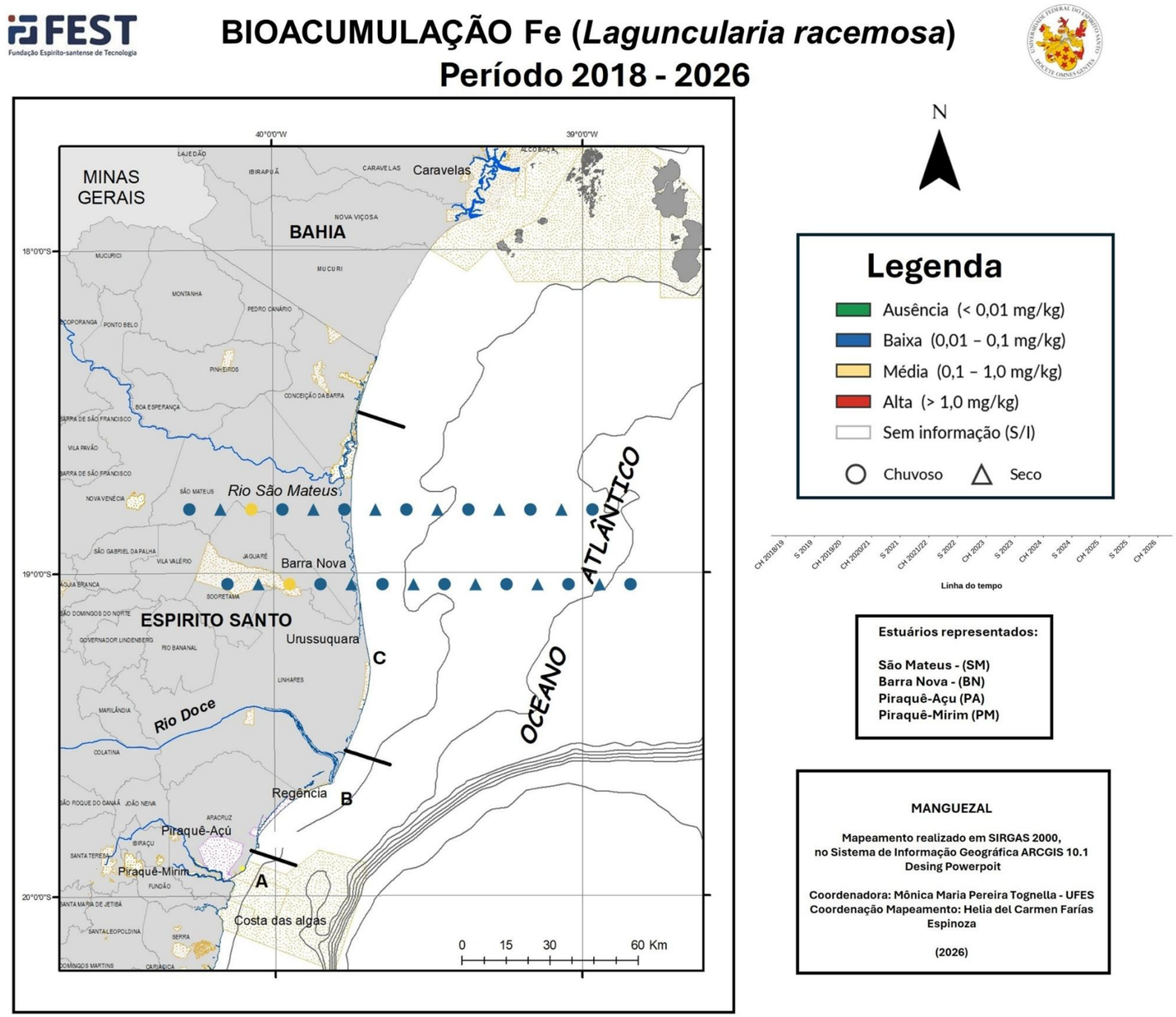


Figura 49: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

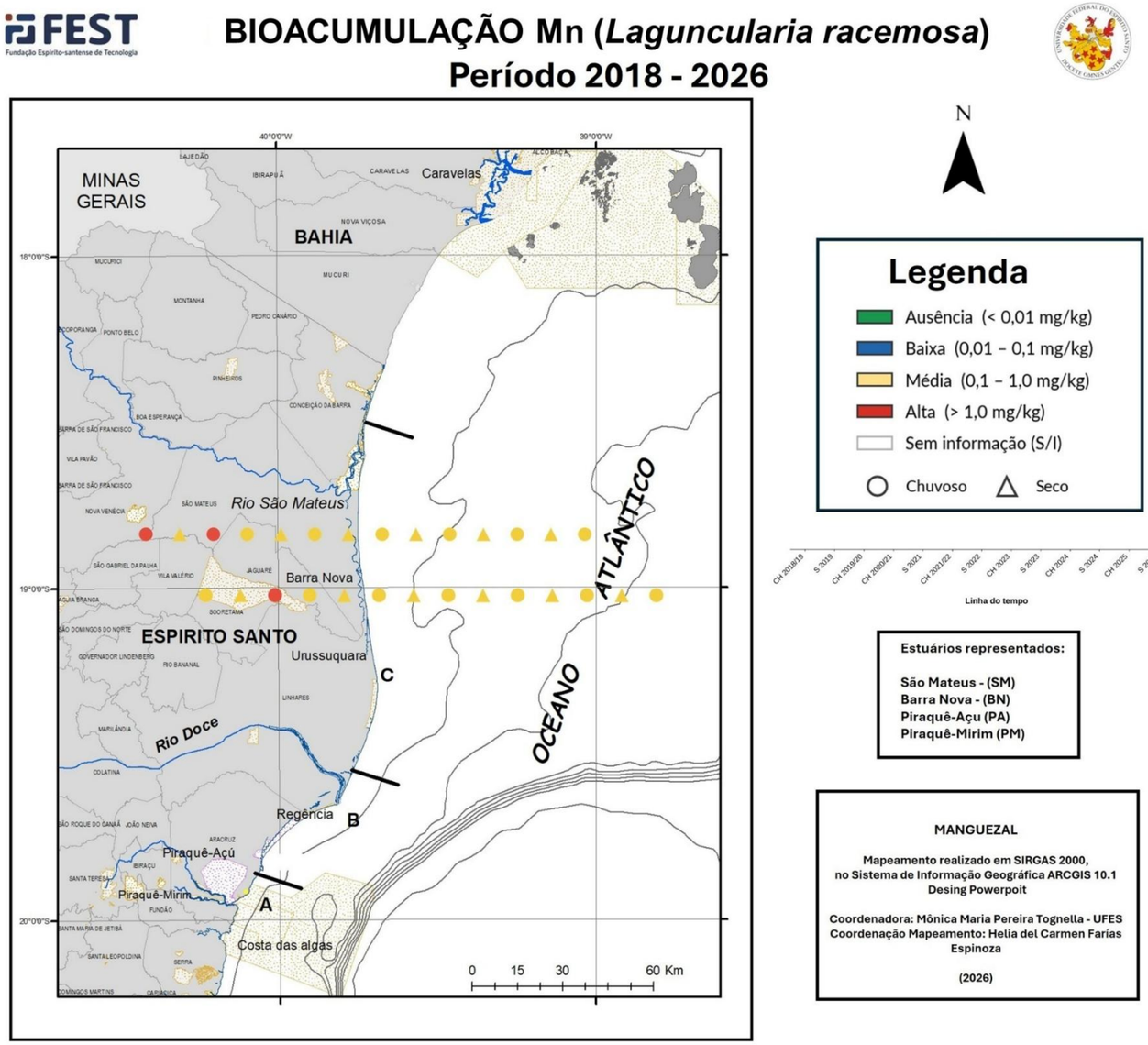


Figura 50: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

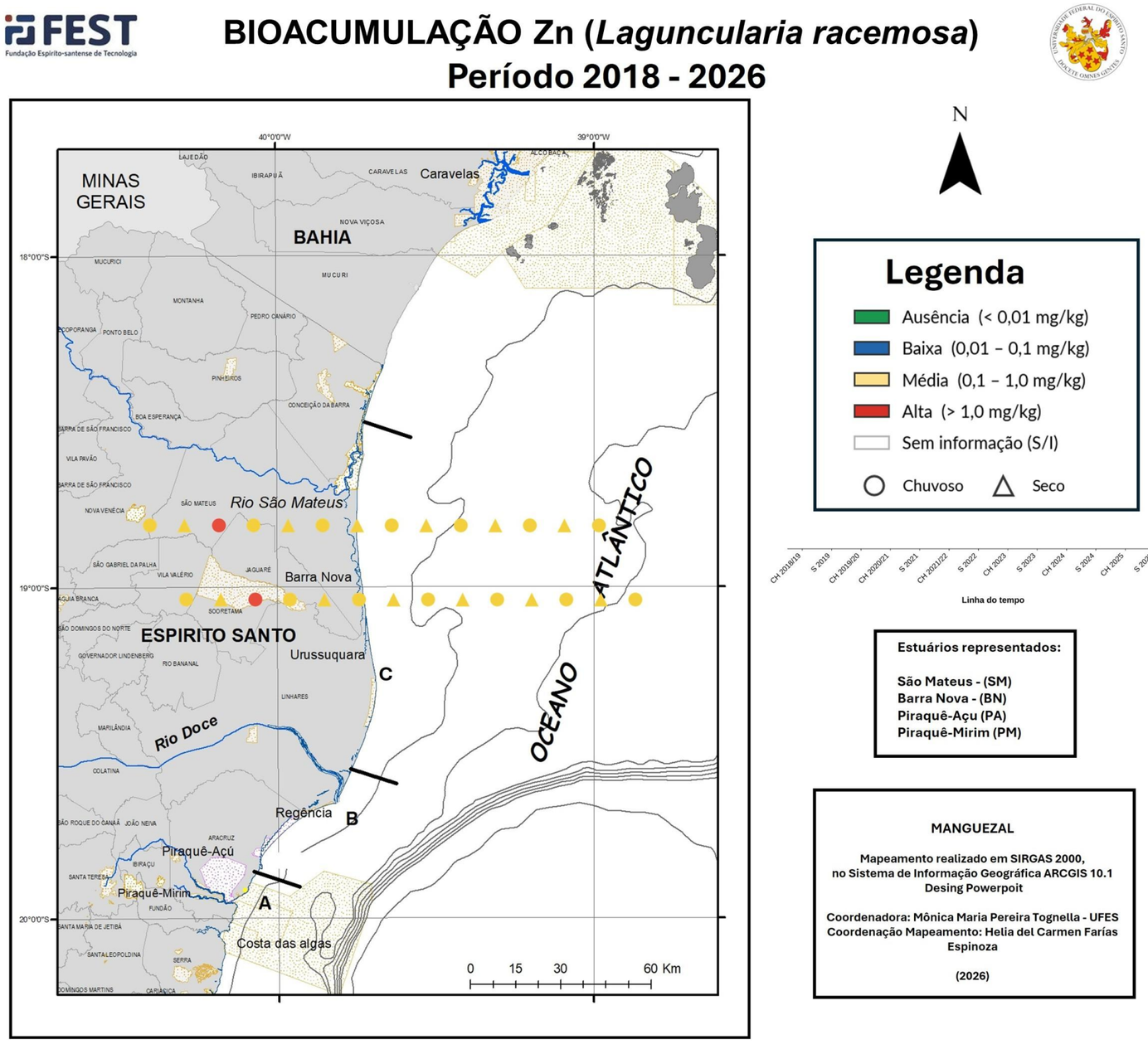


Figura 51: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

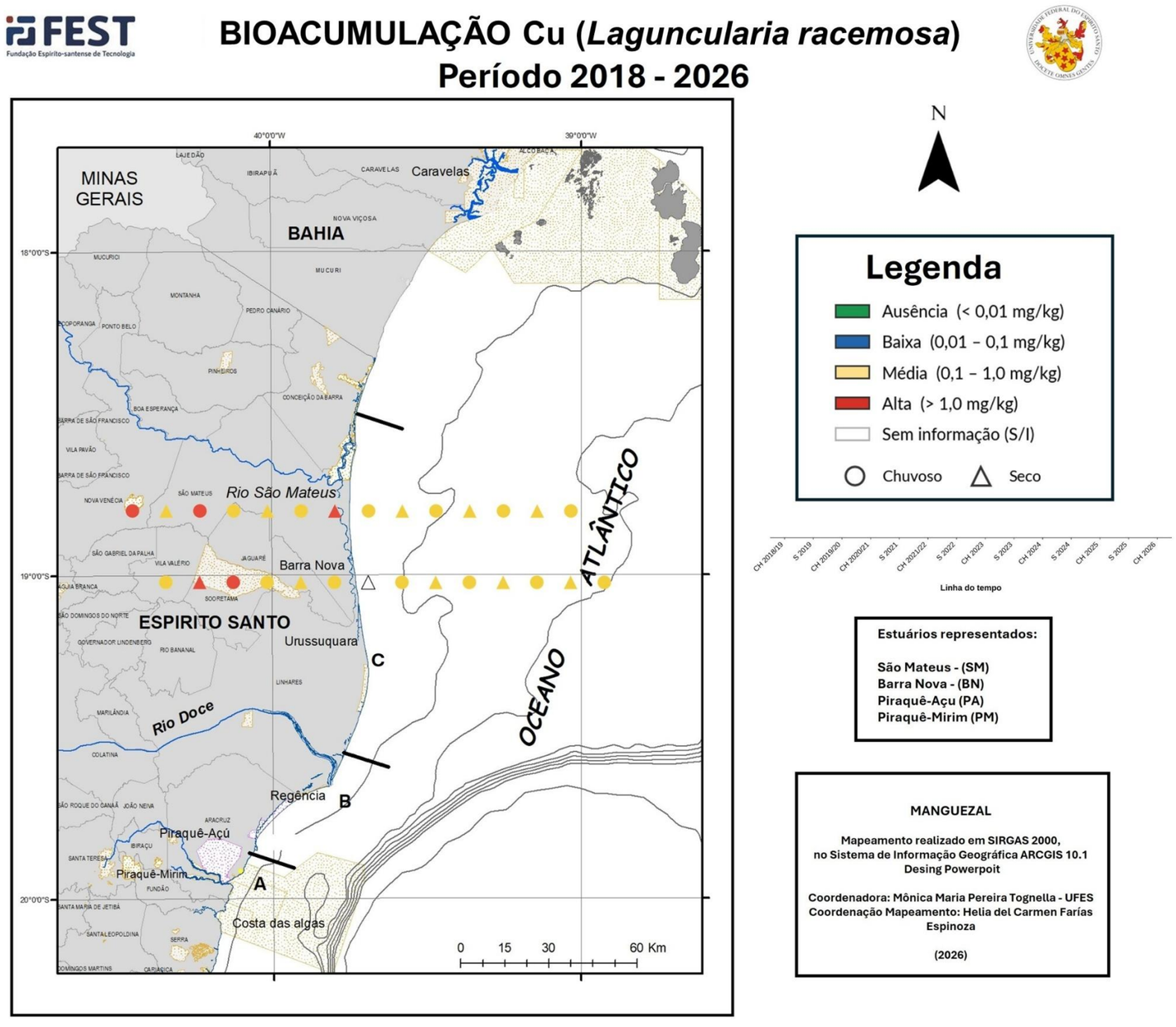
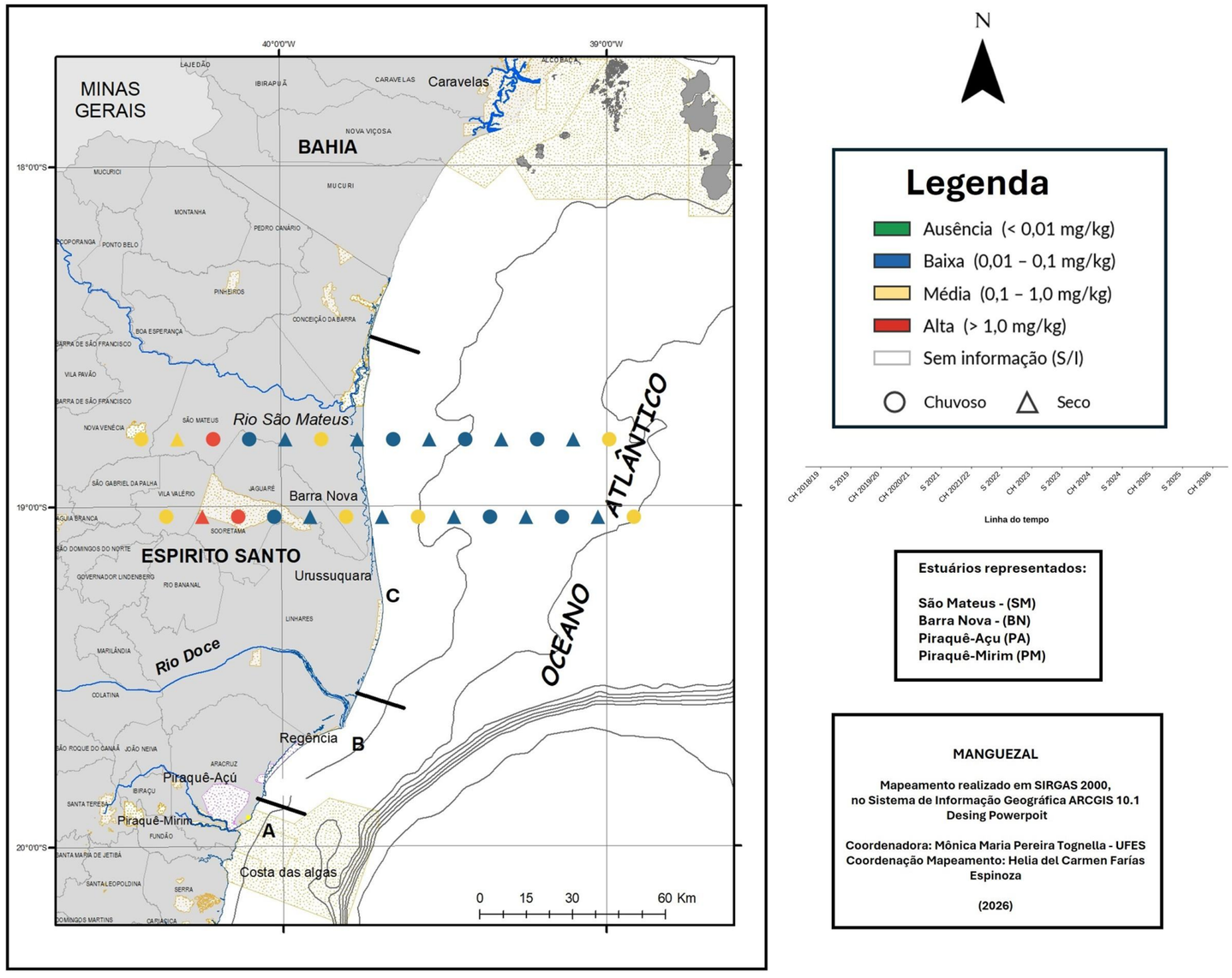


Figura 52: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). As áreas Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.



A espécie *L. racemosa*, considerada sal-includente, teoricamente, poderia bioacumular maiores concentrações de metal em suas folhas. Entretanto, o baixo fator de bioacumulação de Fe (Figura 48), comum também às espécies *R. mangle* (Figura 43) e *T. pernambucense* (Figura 53), possivelmente decorre da baixa disponibilidade do metal presente na forma de óxidos e dos parâmetros fisiológicos, principalmente, do sistema radicular que atua como barreira à transferência de Fe. *Para L. racemosa*, verifica-se tendência de baixa bioacumulação de Fe ao longo do monitoramento, principalmente nos estuários de Barra Nova e São Mateus, o que sugere um padrão no acúmulo do metal pela espécie. A exceção pode ser visualizada no período Chuvoso 2019_2020 onde houve bioacumulação média de Fe foliar nos estuários acima citados. A bioacumulação média de Mn e Zn foliar pode ser observada ao longo do monitoramento (Figura 49 e Figura 50 , respectivamente). Os períodos Chuvoso 2018_2019 e Chuvoso 2019_2020 foram marcados pela máxima bioacumulação desses metais, sendo a exceção na série temporal. Valores do FBA < 1,0 indicam condição biogeoquímica onde as plantas de mangue evitariam a absorção de metais, mas também podem estar relacionados às vias metabólicas de atenuação do estresse da salinidade (LACERDA 1997), uma vez que em nível de raízes há trocas catiônicas para evitar o excesso de NaCl (SCHOLLANDER, 1968). Em relação ao Mn, esse resultado sugere menores concentrações do metal no tecido foliar de *L. racemosa*, o que provavelmente também está relacionado às menores concentrações de Mn nos sedimentos (D'ADDAZIO et al., 2023). Já o Zn pode ser sequestrado no vacúolo ou imobilizado no apoplasto (JIANG e WANG 2008), limitando sua interferência em vias metabólicas que são sensíveis à presença do metal (DALCORSO et al., 2010). Essa compartimentalização pode ocorrer não somente com o Zn, mas também com outros metais, como o Pb por exemplo (MOREL *et al.*, 2009). Para Cu, até o período Seco 2022 percebe-se oscilação no acúmulo do metal, com períodos de máxima bioacumulação (Chuvoso 2028_2019, Seco 2019, Chuvoso 2019_2020 e Seco 2022) e média bioacumulação de Cu (demais períodos), tanto em Barra Nova quanto em São Mateus. A partir do período Chuvoso 2023, houve tendência de estabilidade no acúmulo de Cu, mantendo-se média bioacumulação do metal para essa espécie (Figura 51). O acúmulo de Pb em *L. racemosa* variou durante a série temporal (Figura 52). Nos Anos 1 e 2 ocorreu média e alta bioacumulação de Pb, principalmente no período Chuvoso 2019_2020 em todos os estuários analisados. A partir do período Chuvoso 2020_2021, torna-se evidente a tendência de redução na bioacumulação foliar de Pb, com alterações pontuais visualizadas no mapa (Chuvoso 2021_2022 em Barra Nova e São Mateus; Chuvoso 2023 em Barra Nova, (Figura 52). No período Chuvoso 2026, registrou-se leve aumento no acúmulo de Pb no tecido foliar de *L. racemosa*, sendo este período caracterizado com média bioacumulação do metal, tanto em Barra Nova quanto em São Mateus. De acordo com UR RAHMAN et al. (2024), uma vez adsorvido passivamente pelas raízes, o Pb atinge vias apoplásticas e é translocado pelo sistema vascular. O Pb adsorvido é armazenado principalmente nas raízes, e uma pequena parte de sua concentração é transportada para a parte aérea da planta, resultando em um baixo fator de bioacumulação foliar. Apesar disso, a presença de Pb na parte aérea já é um risco real de contaminação trófica. Cabe destacar que apesar da concentração do Pb no sedimento não ter se elevado, as plantas podem estar incorporando paulatinamente este metal nos seus tecidos e órgãos, uma vez que sua assimilação é efetuada por rota aploplástica sem maiores

controles fisiológicos, como aqueles que ocorrem na rota simplástica que estão sujeitas as trocas catiônicas em membranas ou por meio das atpases.

Figura 53: Indicador Ecológico Biorremediação – Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 março de 2026 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2026 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. As áreas Piraquê-Açu e São Mateus foram inseridas no monitoramento a partir do Ano 4 (Seco 2022). rio Doce (Compartimento B), Piraquê-Açu (Compartimento A) e São Mateus (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

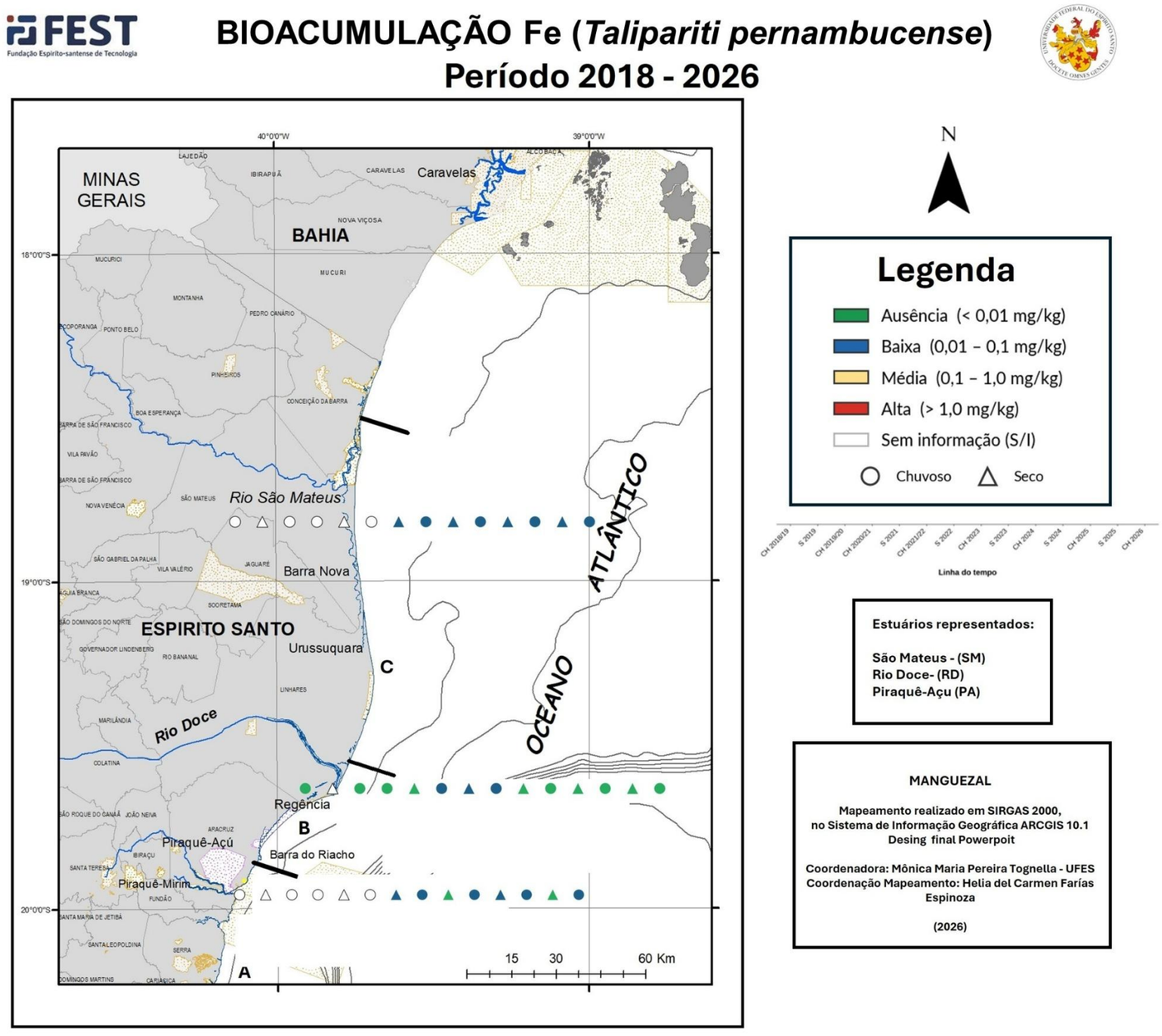


Figura 54: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Taliparíti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2026 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. As áreas Piraquê-Açu e São Mateus foram inseridas no monitoramento a partir do Ano 4 (Seco 2022). rio Doce (Compartimento B), Piraquê-Açu (Compartimento A) e São Mateus (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

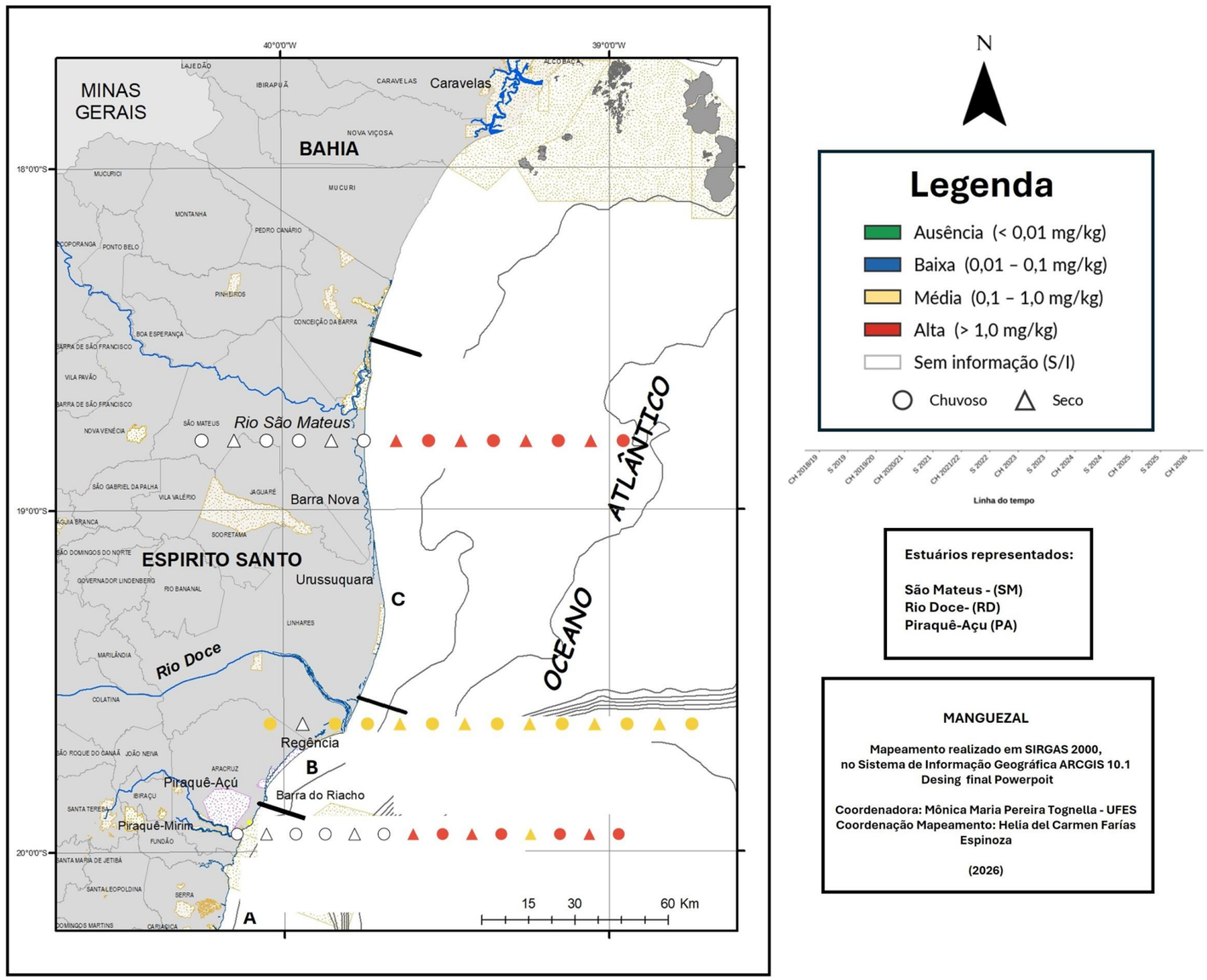
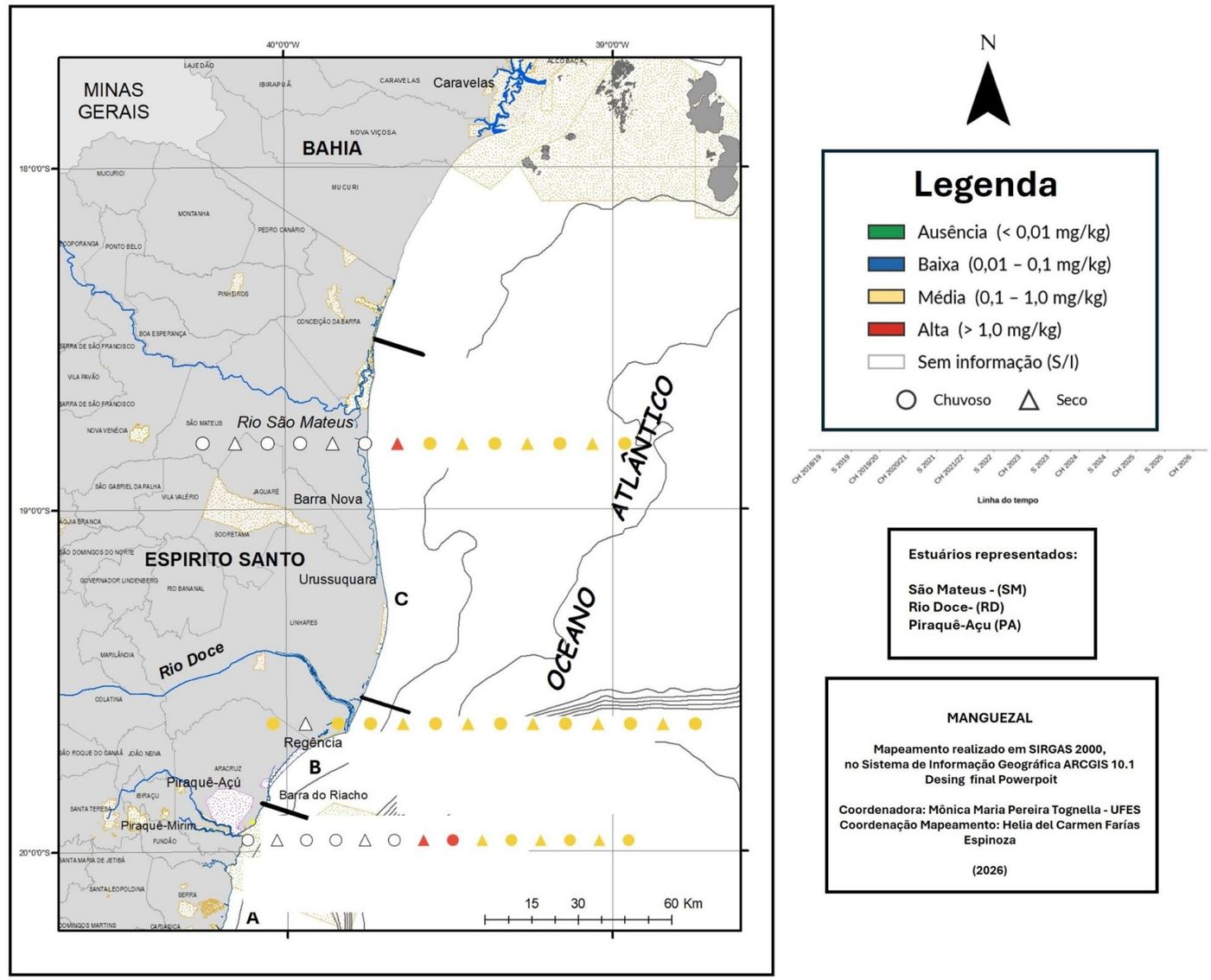


Figura 55: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2026 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. As áreas Piraquê-Açu e São Mateus foram inseridas no monitoramento a partir do Ano 4 (Seco 2022). Rio Doce (Compartimento B), Piraquê-Açu (Compartimento A) e São Mateus (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.



Estuários representados:

São Mateus - (SM)
Rio Doce- (RD)
Piraquê-Açu (PA)

MANGUEZAL

Mapeamento realizado em SIRGAS 2000, no Sistema de Informação Geográfica ARCGIS 10.1 Desing final Powerpoit

Coordenadora: Mônica Maria Pereira Tognella - UFES
Coordenação Mapeamento: Helia del Carmen Farías Espinoza

(2026)

Figura 56: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2026 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. As áreas Piraquê-Açu e São Mateus foram inseridas no monitoramento a partir do Ano 4 (Seco 2022). rio Doce (Compartimento B), Piraquê-Açu (Compartimento A) e São Mateus (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.

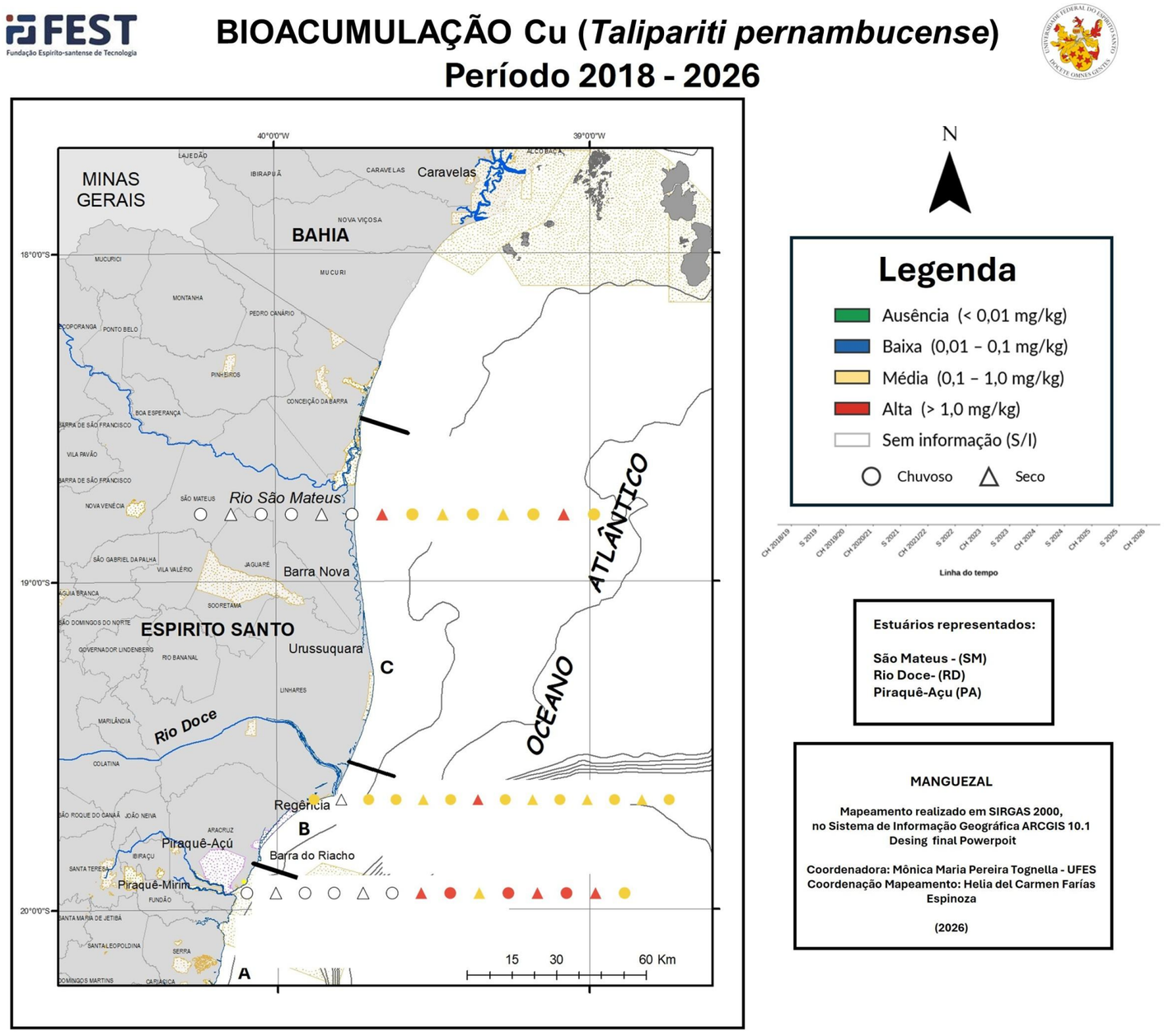
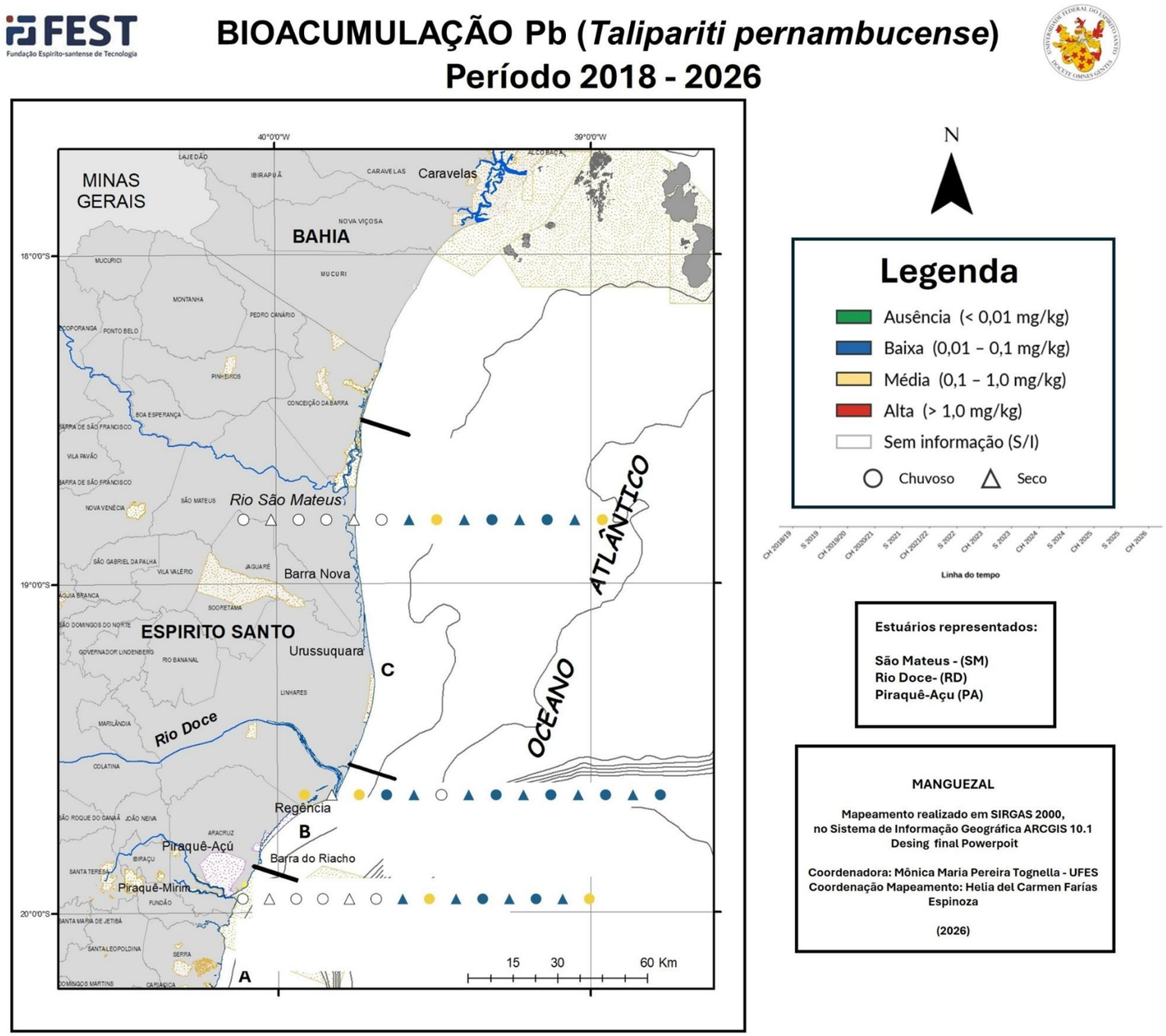


Figura 57: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Taliparíti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2026 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. As áreas Piraquê-Açu e São Mateus foram inseridas no monitoramento a partir do Ano 4 (Seco 2022). rio Doce (Compartimento B), Piraquê-Açu (Compartimento A) e São Mateus (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm.



Ao longo da série temporal no rio Doce, observa-se ausência de acúmulo de Fe no tecido foliar de *T. pernambucense*, com pequena alteração no padrão de bioacumulação (baixa bioacumulação) nos períodos Chuvoso 2021_2022, Seco 2022 e Chuvoso 2023. A bioacumulação de Fe, para a espécie localizada no Piraquê-Açu e em São Mateus, mostra tendência de baixo acúmulo do metal (Figura 53). Parece haver comportamento único para a baixa absorção/translocação de Fe pelas plantas de mangue, considerando as altas concentrações de Fe nos sedimentos (AET) observadas ao longo do monitoramento, principalmente no rio Doce. Em resposta a maior biodisponibilidade de Fe, as plantas de zonas úmidas podem ter adotado diferentes estratégias fisiológicas para lidar com altos níveis de Fe solúvel como, por exemplo, a formação de placas de Fe (TRIPATHI et al., 2014), características típicas de *R. mangle* e presenciada para alguns exemplares coletados no rio Mariricu no início do monitoramento (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal). Além disso, o acúmulo de Fe nas raízes pode ser uma estratégia para evitar a toxicidade do elemento-traço, como relatado para outras espécies de plantas que crescem em solos úmidos (QUEIROZ et al., 2021). Em relação ao Mn no tecido foliar de *T. pernambucense*, verifica-se alta bioacumulação do metal nos estuários do Piraquê-Açu e São Mateus e média bioacumulação no rio Doce (Figura 54). De acordo com THANH-NHO et al. (2019) e MARCHAND et al. (2016), a diferença na partição de Mn nos sedimentos do mangue pode ser responsável pela sua translocação. Mn mais ligado à fração refratária do sedimento dificulta sua absorção pela planta, o que pode ter ocorrido com a *T. pernambucense* presente no rio Doce. Numa análise geral, houve média bioacumulação para o Zn ao longo do monitoramento nos três estuários, com alterações pontuais (alta bioacumulação) observadas no período Seco 2022 no Piraquê-Açu e São Mateus e Chuvoso 2023 no Piraquê-Açu (Figura 55). Na Figura 56 observa-se tendência de alta bioacumulação foliar de Cu, principalmente no estuário do Piraquê-Açu, exceto nos períodos Seco 2023 e Chuvoso 2026 onde houve moderado acúmulo do metal. No rio Doce e em São Mateus percebe-se bioacumulação média de Cu no tecido foliar, visualizada em toda a série temporal. No geral, a espécie apresenta baixa bioacumulação de Pb tanto no rio Doce quanto no Piraquê-Açu e São Mateus (Figura 57). As exceções podem ser visualizadas nos períodos Chuvoso 2018_2019 e Chuvoso 2019_2020 para o rio Doce e Chuvoso 2023 e Chuvoso 2026 para Piraquê-Açu e São Mateus, apresentando bioacumulação média de Pb. Mesmo apresentando baixo fator de bioacumulação para *T. pernambucense* e para as espécies de mangue *R. mangle* e L. *racemosa*, as concentrações foliares de Pb nas três espécies atingiram valores acima do relatado como “valor de referência para plantas”

Figura 58: Indicador Ecológico Biorremediação – Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de ferro (Fe) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

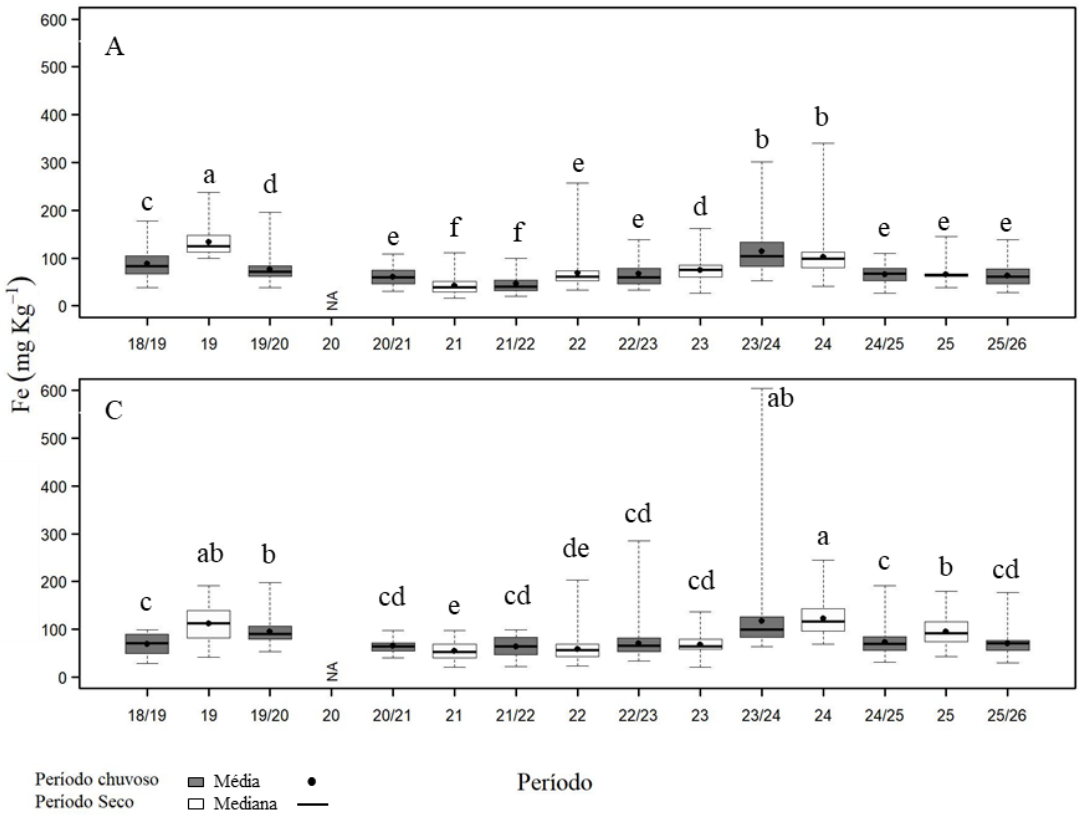


Figura 59: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

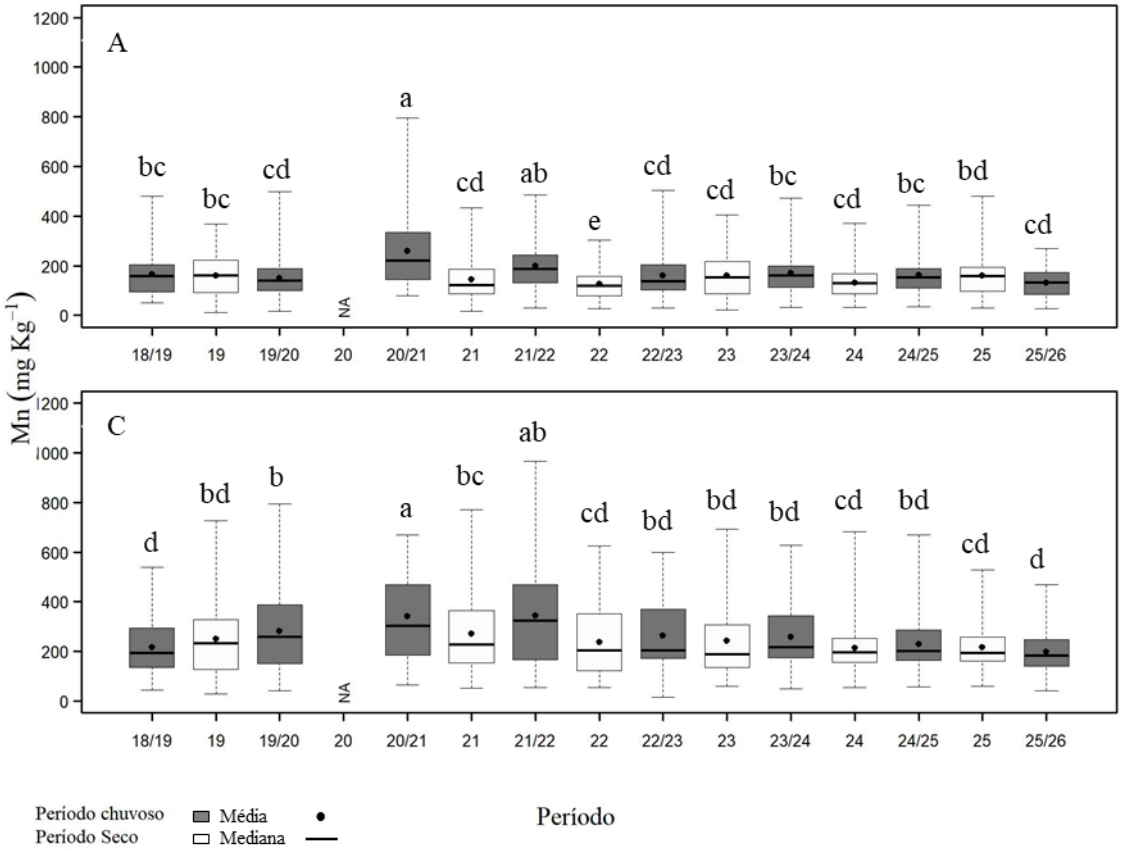


Figura 60: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

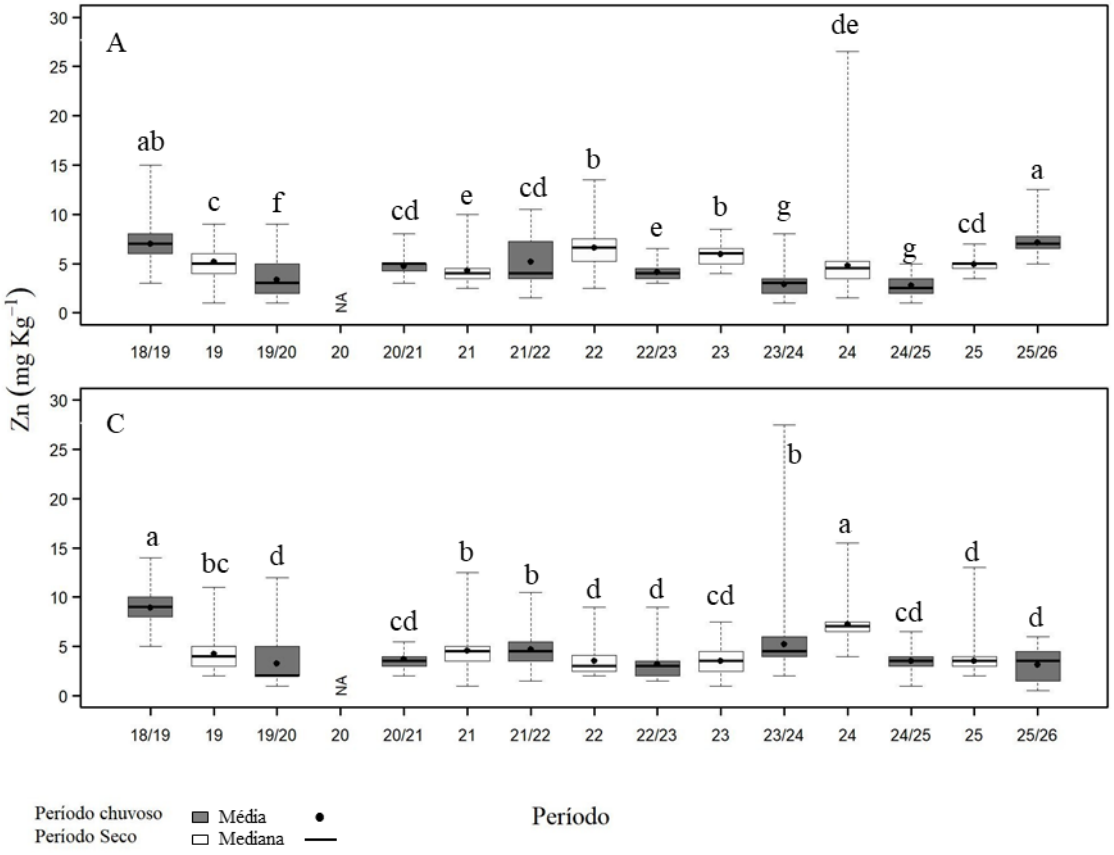


Figura 61: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

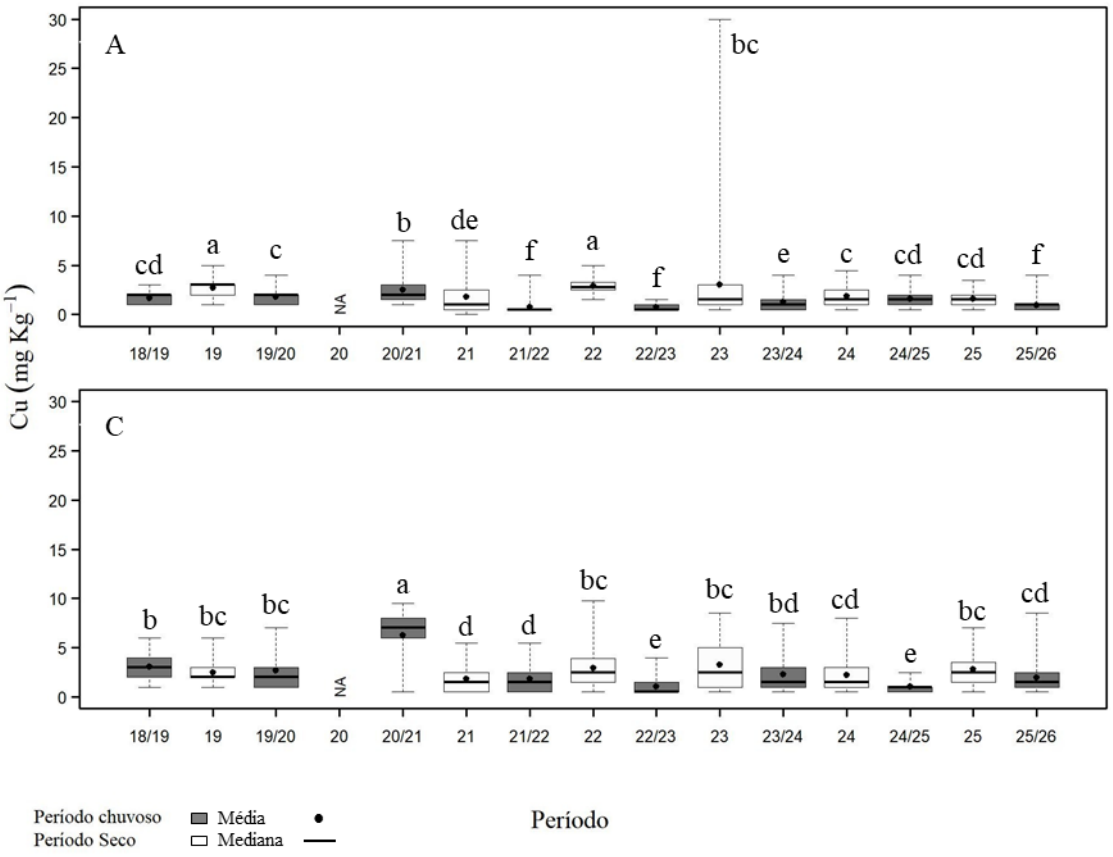
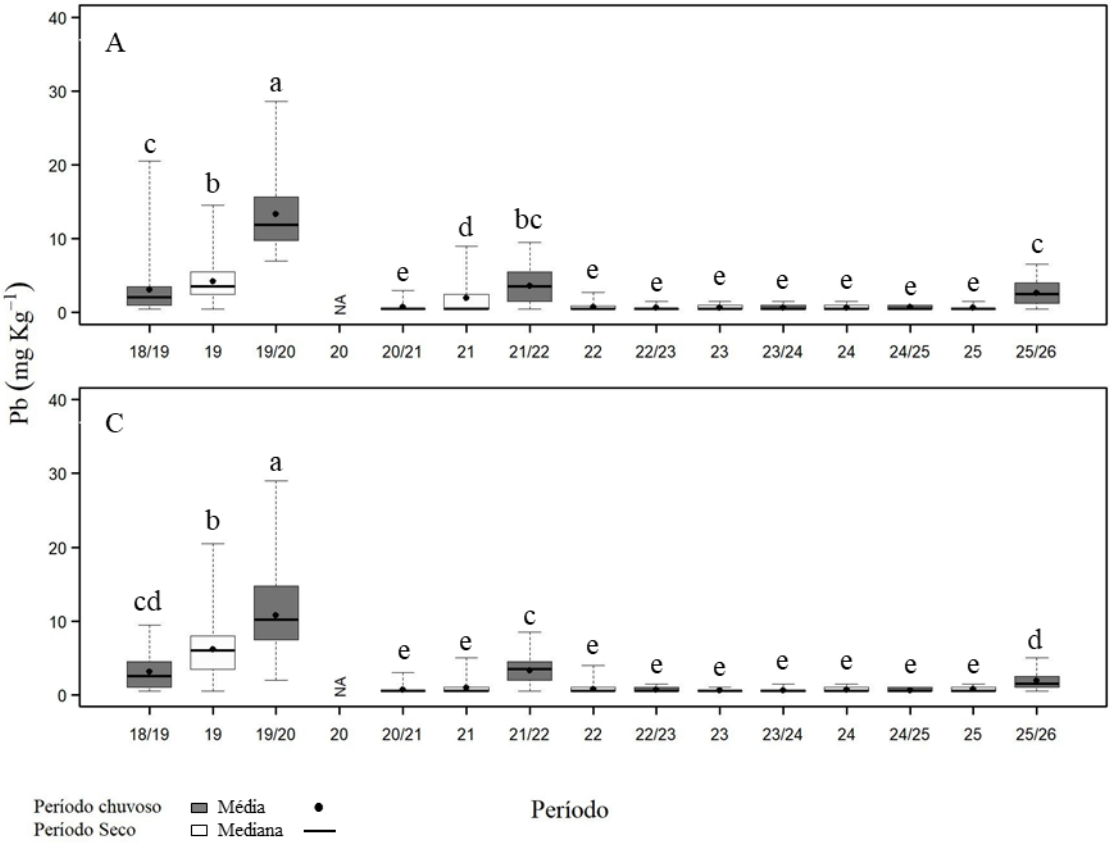


Figura 62: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (C) Compartimento C – Barra Nova e São Mateus. As áreas de coletas abrangem o norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A série temporal dos metais de *R. mangle* analisados nos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus) indica variabilidade nas concentrações médias dos metais ao longo do monitoramento. Menor concentração de Fe no compartimento A (Figura 58) foi registrada nos três últimos períodos (Chuvoso 2024_2025, Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026). No geral, percebe-se que há uma tendencia de menor absorção foliar de Fe para a espécie analisada no compartimento A, independente do período. Entretanto, não é possível afirmar que este comportamento seja um padrão de absorção. No compartimento C verifica-se comportamento semelhante, com pequenas alterações como, por exemplo, o aumento de Fe no período Seco_2025. Observa-se também que nos dois compartimentos há registros pontuais de maiores concentrações de Fe foliar (Seco_2019, Chuvoso 2023_2024 e Seco_2024). Com relação ao Mn, redução na concentração do metal foi verificada nos compartimentos A e C no período Chuvoso 2025_2026 (Figura 59). Entretanto, no compartimento A ocorreram pequenas oscilações nos teores do metal durante o monitoramento, com exceção para os períodos Chuvoso 2020_2021 e Seco_2022 que apresentaram a maior e a menor concentração de Mn foliar, respectivamente. Por outro lado, o compartimento C aparenta tendência de estabilidade com valores reduzidos de Mn no início do monitoramento (Ano 1) e, mais acentuadamente, a partir do período Seco_2022 (Figura 59). Houve aumento na concentração de Zn no compartimento A e manutenção no compartimento C nos dois últimos períodos, Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026 (Figura 60). Entretanto, não é possível afirmar a ocorrência de padrão para os compartimentos devido as oscilações nos teores do metal verificadas ao longo da série temporal e de suas respostas aos distintos fatores meteoceanográficos e eventos estocásticos. Para Cu, registrou-se aumento na concentração do metal no período Seco_2025 e redução no período Chuvoso 2025_2026 em ambos os compartimentos. Essa variabilidade nos teores de Cu pode ser percebida ao longo de todo o monitoramento (Figura 61). A respeito do Pb, observa-se longo período com manutenção da concentração reduzida do metal em nível foliar, compreendido entre o Chuvoso 2020_2021 e Seco_2025, com alterações pontuais constatadas ao longo da série temporal, em ambos os compartimentos (Figura 62). Entretanto, no período Chuvoso 2025_2026 verifica-se um aumento na concentração de Pb nas folhas de *R. mangle*, tanto no compartimento A quanto no compartimento C, sugerindo efeito crônico de contaminação.

Figura 63:Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de ferro (Fe) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 20252026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025) abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

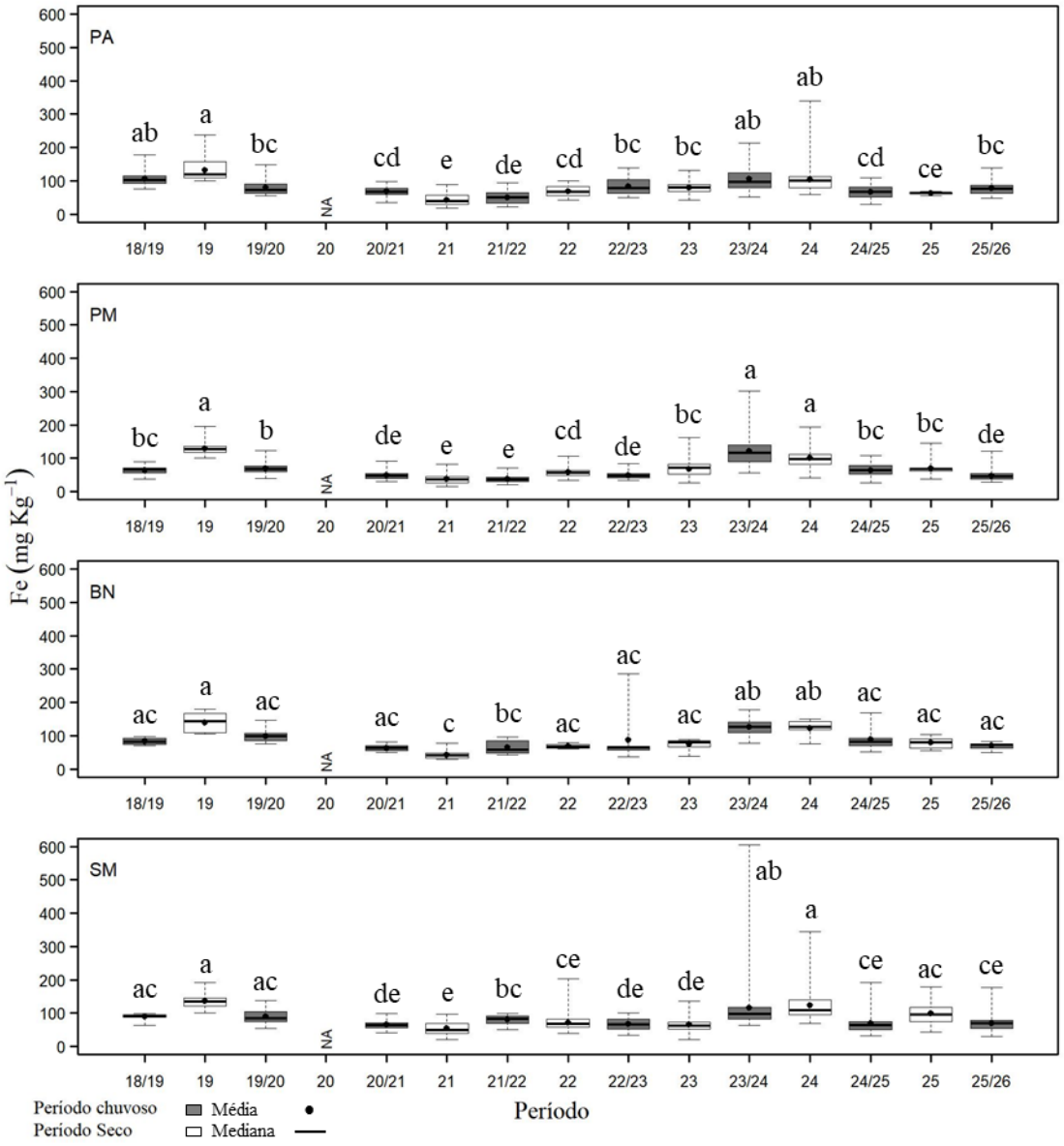


Figura 64:Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

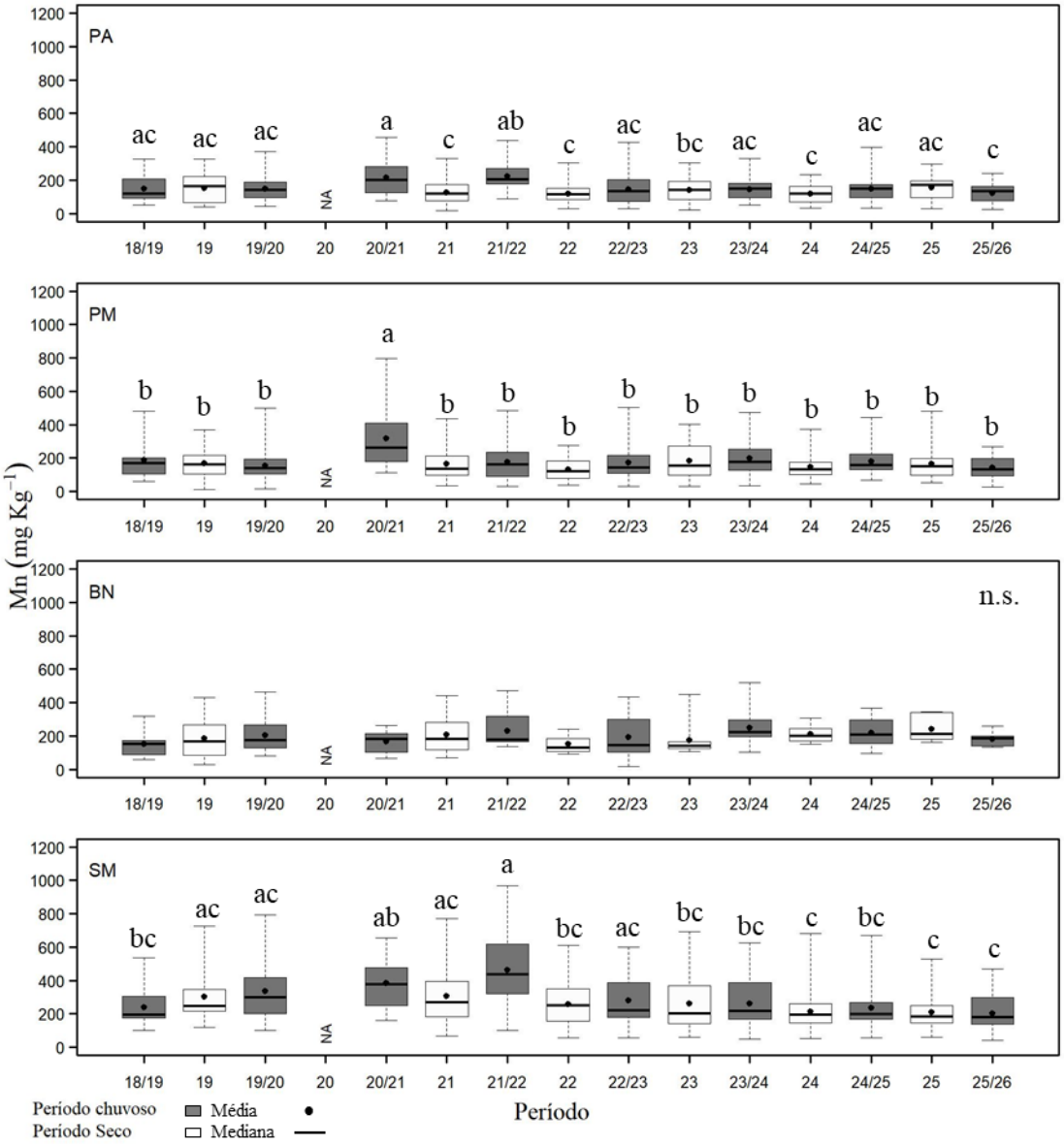


Figura 65:Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

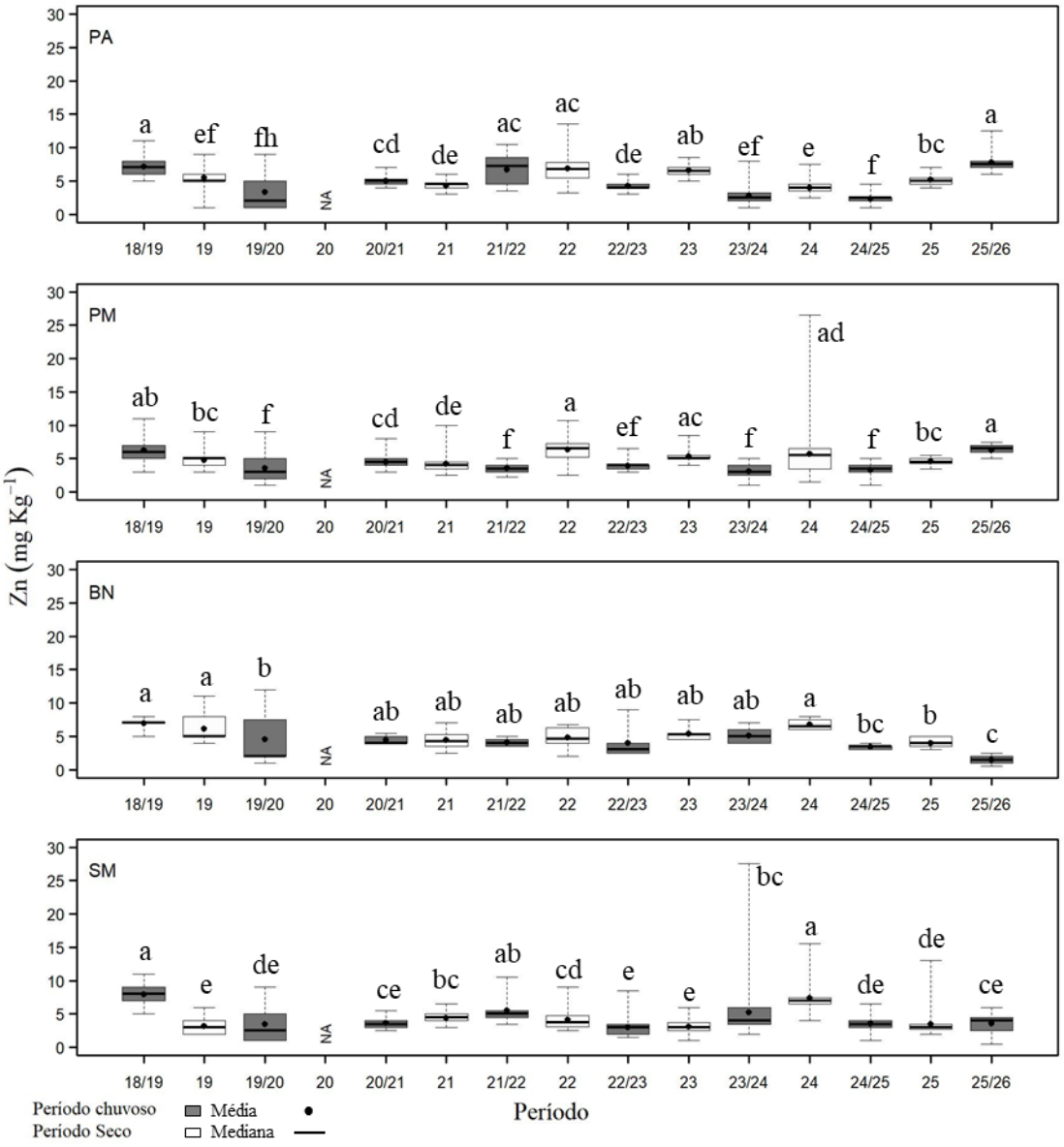


Figura 66: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6, outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

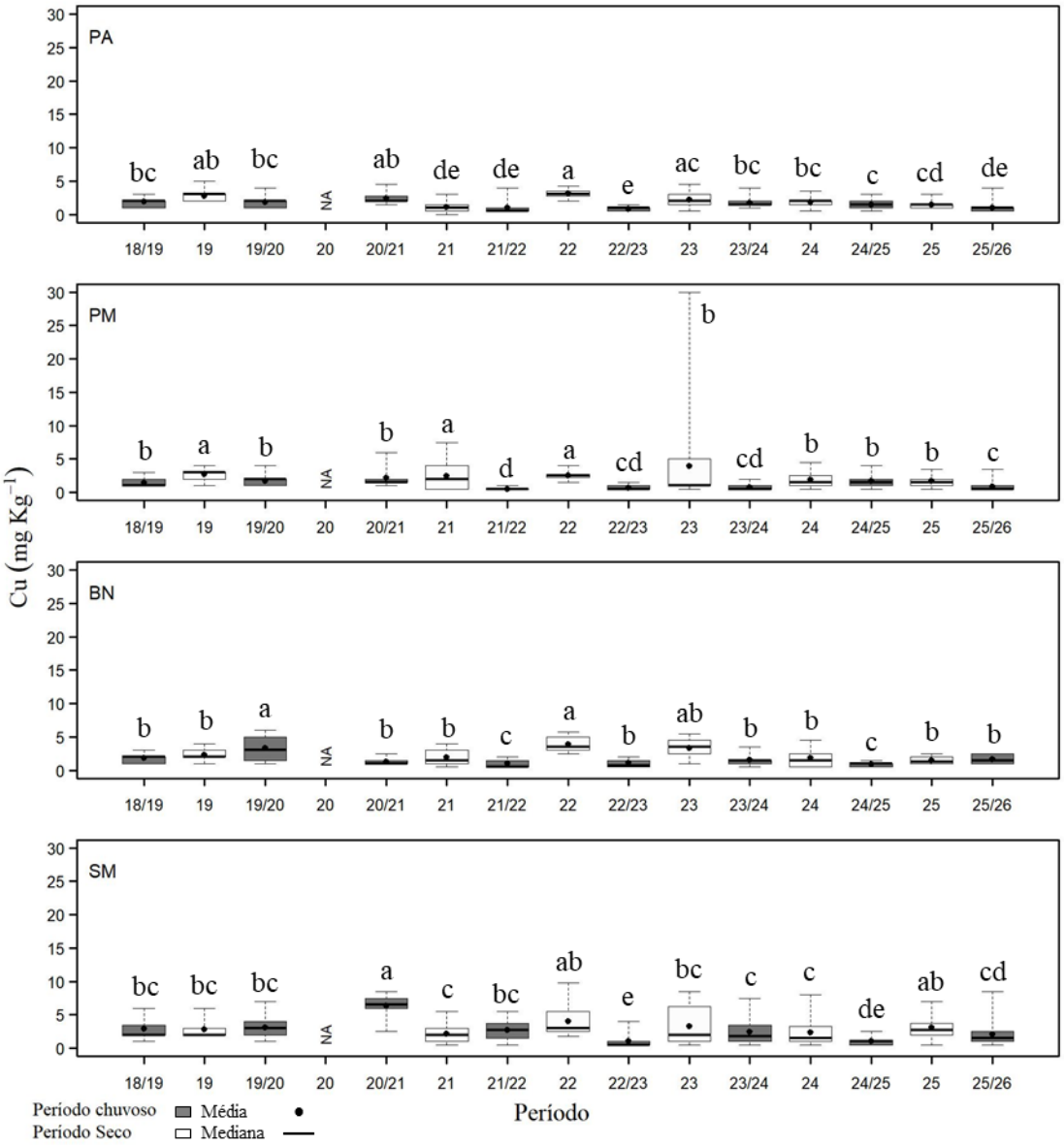
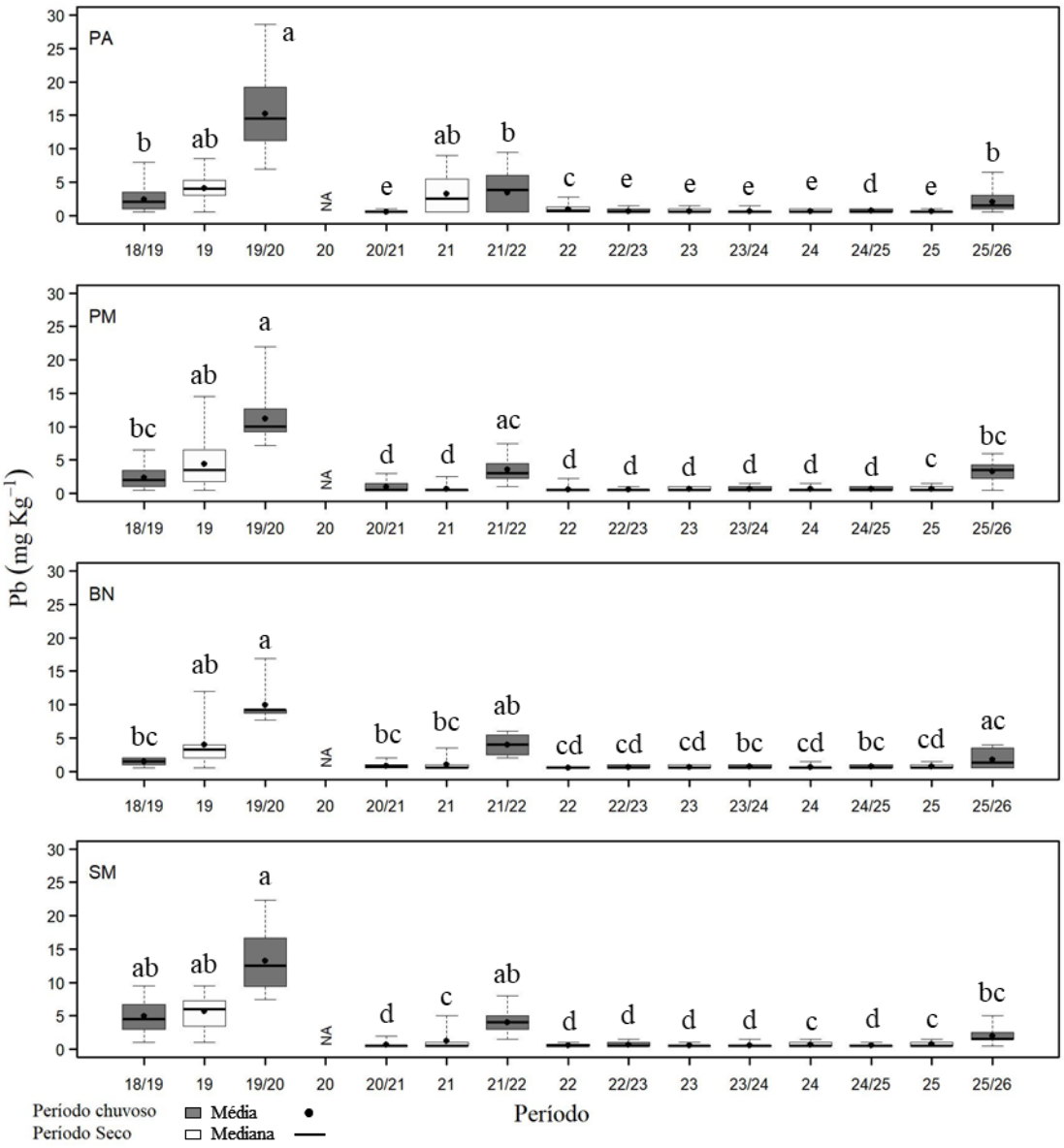


Figura 67: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de: dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018/2019), abril a setembro de 2019 (Seco 2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019/2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020/2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco 2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



Na análise dos metais realizada por estuário, observa-se redução e aumento na concentração de Fe de *R. mangle* no Piraquê-Açu (Figura 63), nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026, respectivamente. O contrário pode ser visualizado para os estuários do Piraquê-Mirim e São Mateus, com maiores concentrações de Fe foliar no Seco_2025 e menores no Chuvoso 2025_2026. Ao longo da série temporal verifica-se que a concentração foliar de Fe apresenta alta variabilidade nestes três estuários, independentemente de o período ser seco ou chuvoso, não havendo possibilidade em definir tendência ou padrão de comportamento para este metal. Já em Barra Nova, é possível identificar tendência na manutenção da concentração de Fe, com pequenas alterações ocorrendo ao longo do monitoramento (Figura 63). Em relação ao Mn, observa-se, no geral, que os períodos secos apresentam menor concentração do metal nas folhas de *R. mangle* amostradas no Piraquê-Açu, com exceção do Seco_2019 e Seco_2025 (Figura 64). Registra-se tendência de padronização na concentração de Mn no estuário do Piraquê-Mirim, exceto no Chuvoso 2020_2021, caracterizado por apresentar o maior teor de Mn nos tecidos foliares. Em Barra Nova que não se observa diferença significativa na concentração de Mn ao longo da série temporal. Em São Mateus, houve redução na concentração de Mn foliar nos dois últimos períodos analisados. Apesar disto, percebe-se pouca variabilidade nos valores do metal em toda a série histórica. A concentração foliar de Zn aumentou no período Chuvoso 2025_2026 nos estuários do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim (Figura 65), com os maiores valores médios verificados ao longo do monitoramento para *R. mangle*. Por outro lado, em Barra Nova, observa-se estabilidade na concentração de Zn até o período Seco_2024. A partir daí, ocorreu redução nos valores de Zn. No estuário de São Mateus, não é possível avaliar tendência ou padrão na concentração foliar de Zn. Houve alterações ao longo de toda a série temporal, com aumentos e reduções nos teores do metal, independentemente dos períodos secos e chuvosos (por exemplo: Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026). A concentração de Cu reduziu nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026 para as amostras do Piraquê-Açu. Juntamente com o Chuvoso 2022_2023, estes são os períodos que apresentaram os menores valores de Cu foliar (Figura 66). No Piraquê-Mirim também se observa redução na concentração do metal no Chuvoso 2025_2026. Contrariamente, nos estuários de Barra Nova e São Mateus verifica-se aumento nos valores médios de Cu foliar nos dois últimos períodos analisados, com destaque para o Seco_2025 em São Mateus. Apesar disto, não é possível afirmar se há padrão de absorção neste estuário, considerando as variações na concentração do metal ao longo do monitoramento. Em Barra Nova, identifica-se tendência de manutenção no teor de Cu, com alterações pontuais (Figura 66). Em relação ao Pb foliar, houve aumento na concentração do metal no período Chuvoso 2025_2026 em todos os estuários analisados, destacando-se o Piraquê-Mirim que registrou a maior concentração de Pb nas folhas de *R. mangle*. O Ano 1 e 2 do monitoramento e o período Chuvoso 2021_2022 foram marcados pela alta concentração foliar de Pb. A partir do período Seco 2022 ocorreu redução nos valores médios do metal com estabilidade até o período Seco_2025 (Figura 67).

Figura 68: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de ferro (Fe) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

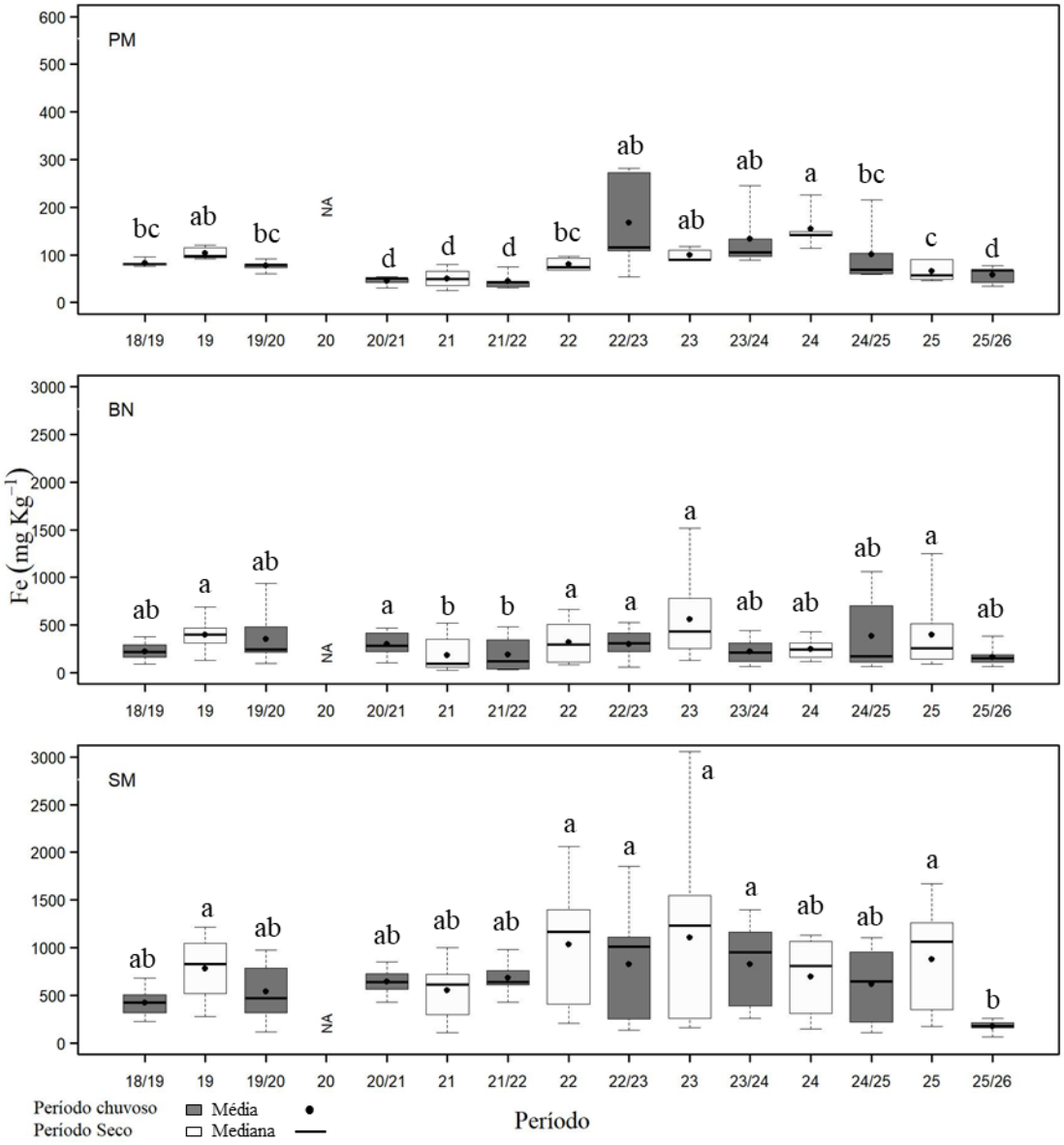


Figura 69: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

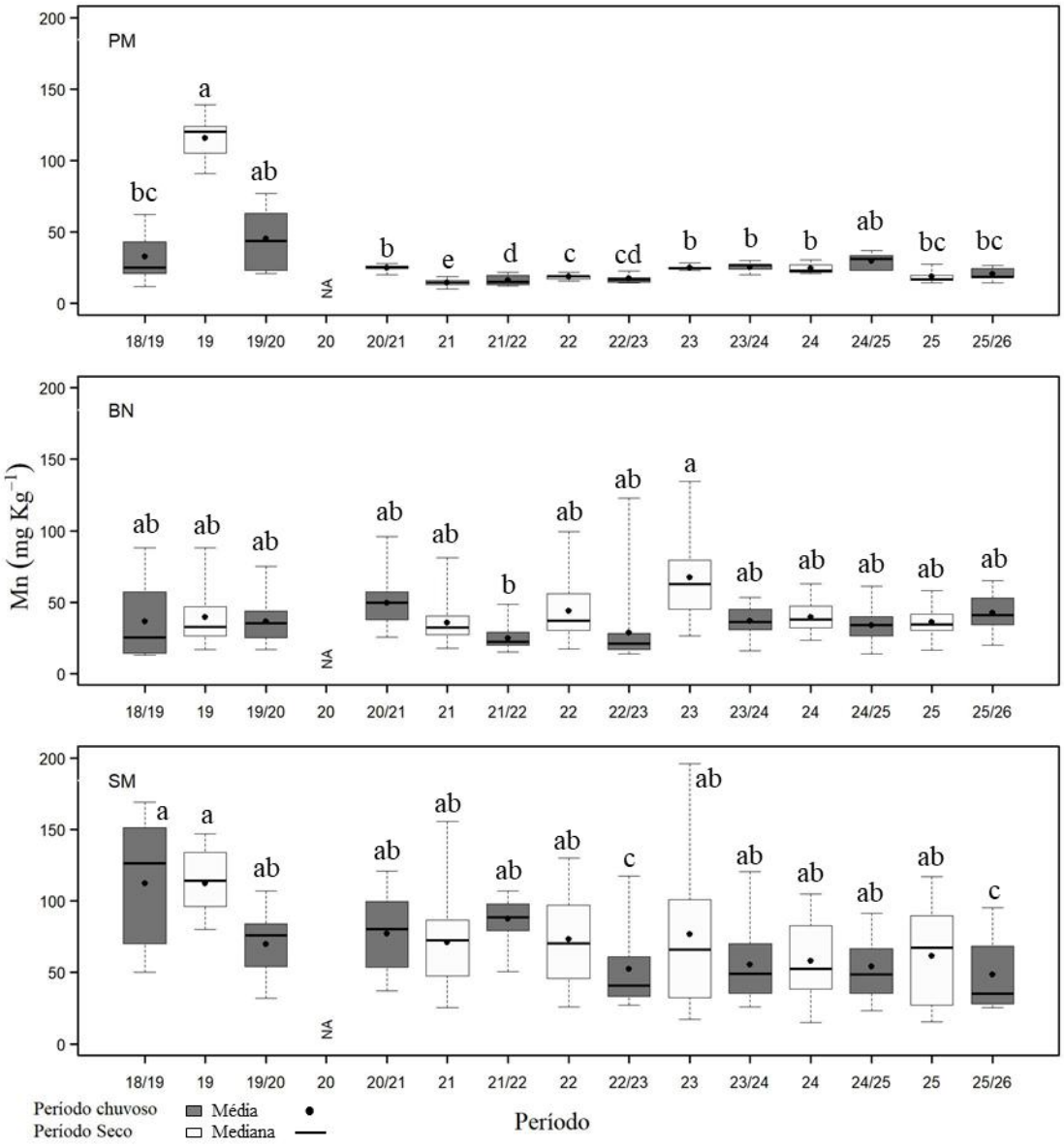


Figura 70: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

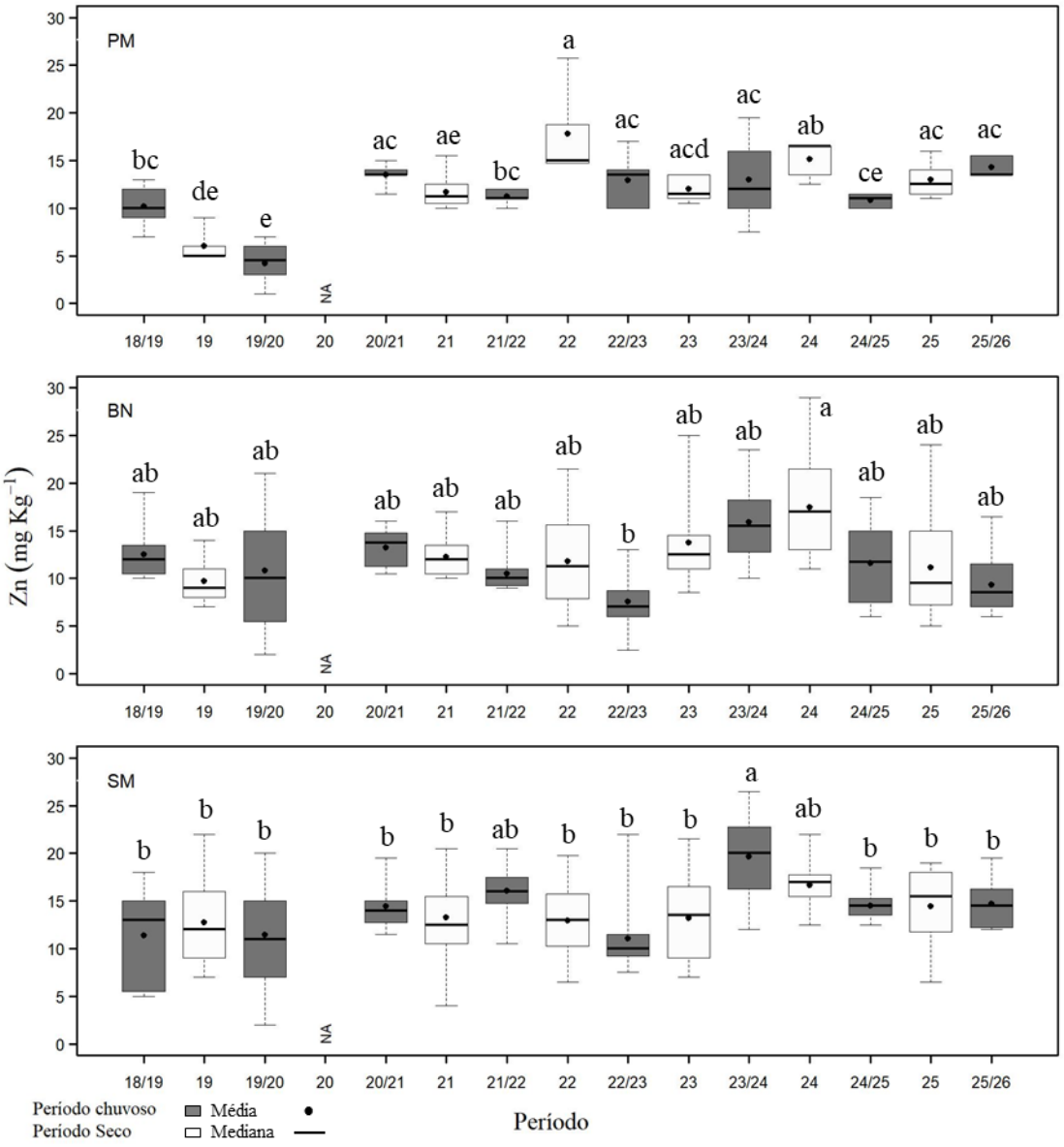


Figura 71: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

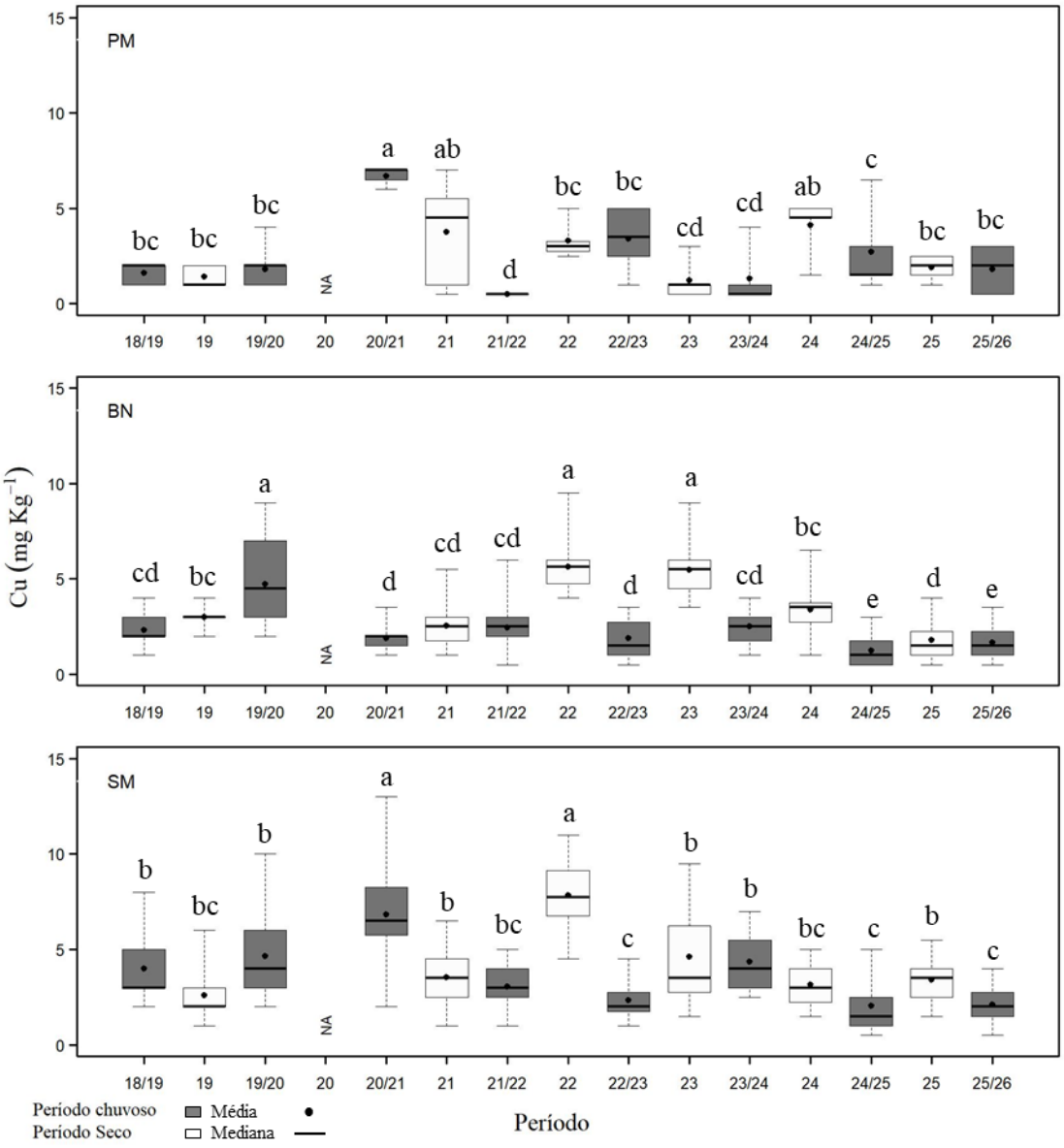
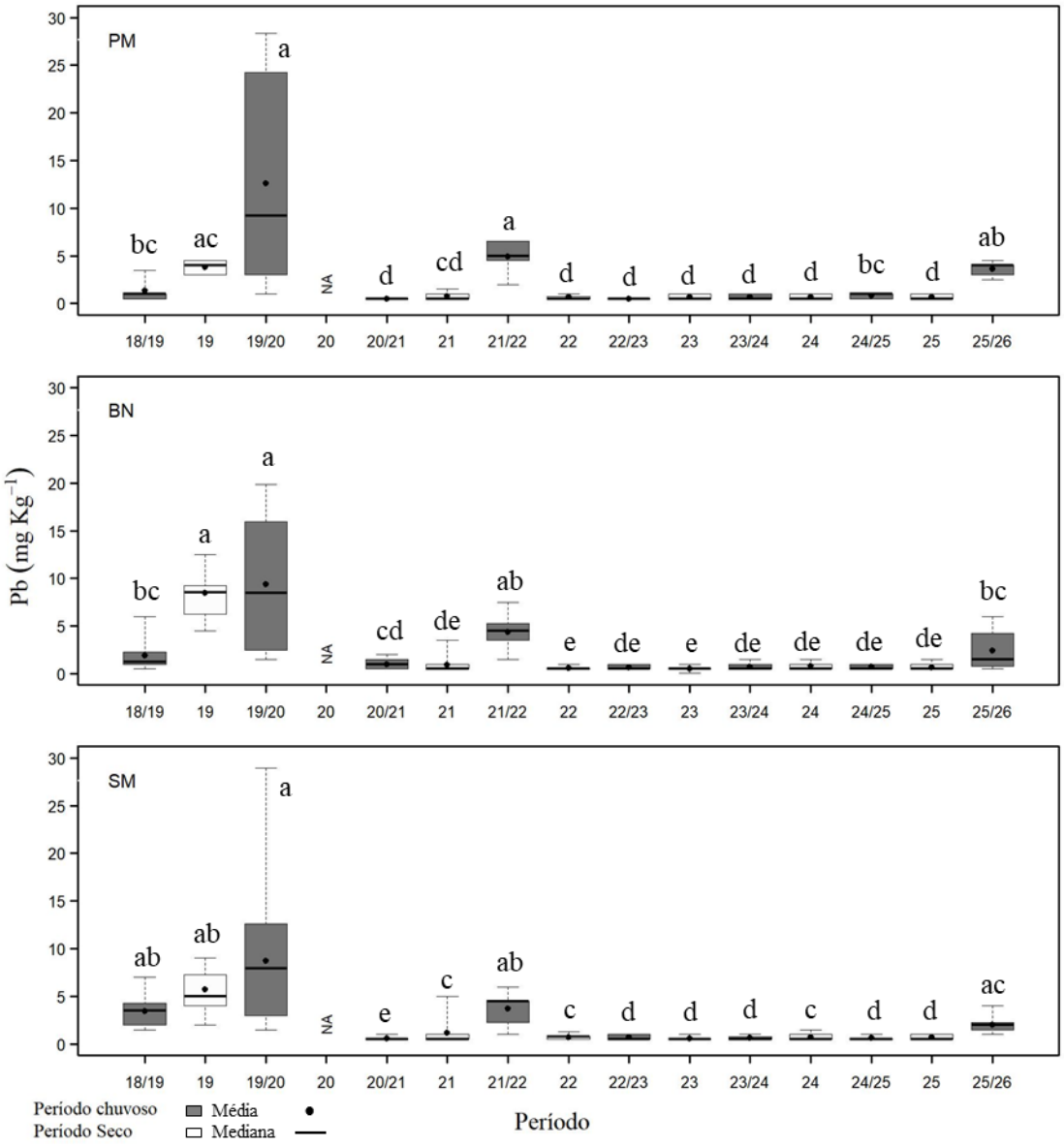


Figura 72: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026.Legenda: (PM) Piraquê-Mirim; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro a março de 2023 (Chuvoso 2022/2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES - Urussuquara; (CR) Caravelas - são reportados até RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



As análises temporais de metal foliar em *L. racemosa* no Piraquê-Mirim (Figura 68) indicam que a concentração de Fe reduziu nos dois últimos períodos analisados (Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026). Entretanto, valores semelhantes também foram verificados no Ano 3 e no período Chuvoso 2021_2022, sugerindo que alterações nos teores de Fe sofreram ao longo do monitoramento. Em Barra Nova e São Mateus houve tendência na manutenção das concentrações de Fe foliar, com alterações pontuais como, por exemplo, o período Chuvoso 2025_2026 no estuário de São Mateus (Figura 68). Ocorreu redução na concentração de Mn no Piraquê-Mirim (Figura 69). Como pode ser visto na série temporal, os Anos 1 e 2 foram aqueles com maior concentração de Mn nas folhas de *L. racemosa* neste estuário. Contrariamente, nos estuários de Barra Nova e São Mateus observa-se tendência de estabilidade nas concentrações de Mn, com poucas variações nos períodos Chuvoso 2021_2022, em Barra Nova, e Chuvoso 2022_2023 e Chuvoso 2025_2026, em São Mateus, onde se constata redução nos teores do metal. Em relação ao Zn, a concentração aumentou nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026 no Piraquê-Mirim (Figura 70). Valores semelhantes podem ser visualizados na série temporal, com algumas alterações principalmente no Seco_2019 e Chuvoso 2019_2020, sendo os períodos com as menores concentrações de Zn foliar. Como já abordado em relatórios anteriores, no estuário de Barra Nova e São Mateus há tendência de manutenção da concentração foliar de Zn ao longo do monitoramento, com valores médios muito semelhantes entre os períodos. Alterações nas concentrações de Cu podem ser visualizadas na Figura 71. Verifica-se leve aumento nos valores do metal nos estuários do Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus no período Seco_2025. No Piraquê-Mirim não é possível definir padrão de absorção de Cu, considerando sua grande variabilidade ao longo da série temporal. Em Barra Nova, registra-se tendência de maiores concentrações de Cu foliar nos períodos secos, partir do Ano 3 do monitoramento (Seco 2021, Seco 2022, Seco 2023, Seco 2024 e Seco 2025). Entretanto, não é possível ainda considerar esse comportamento como um padrão. Em São Mateus, assim como no Piraquê-Mirim, a alta variabilidade nos teores de Cu, independente do período analisado (chuvoso ou seco) sugere padrão inespecífico na absorção do metal por *L. racemosa*, sendo necessário que outras variáveis sejam correlacionadas, além da sazonalidade. No monitoramento de Pb foliar observa-se que os Anos 1 e 2 e o período Chuvoso 2025_2026 foram os que apresentaram maior concentração do metal, independentemente do estuário. No geral, há manutenção de valores reduzidos de Pb entre os períodos Seco_2022 a Seco_2025 (Figura 72).

Figura 73: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de ferro (Fe) para a espécie *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

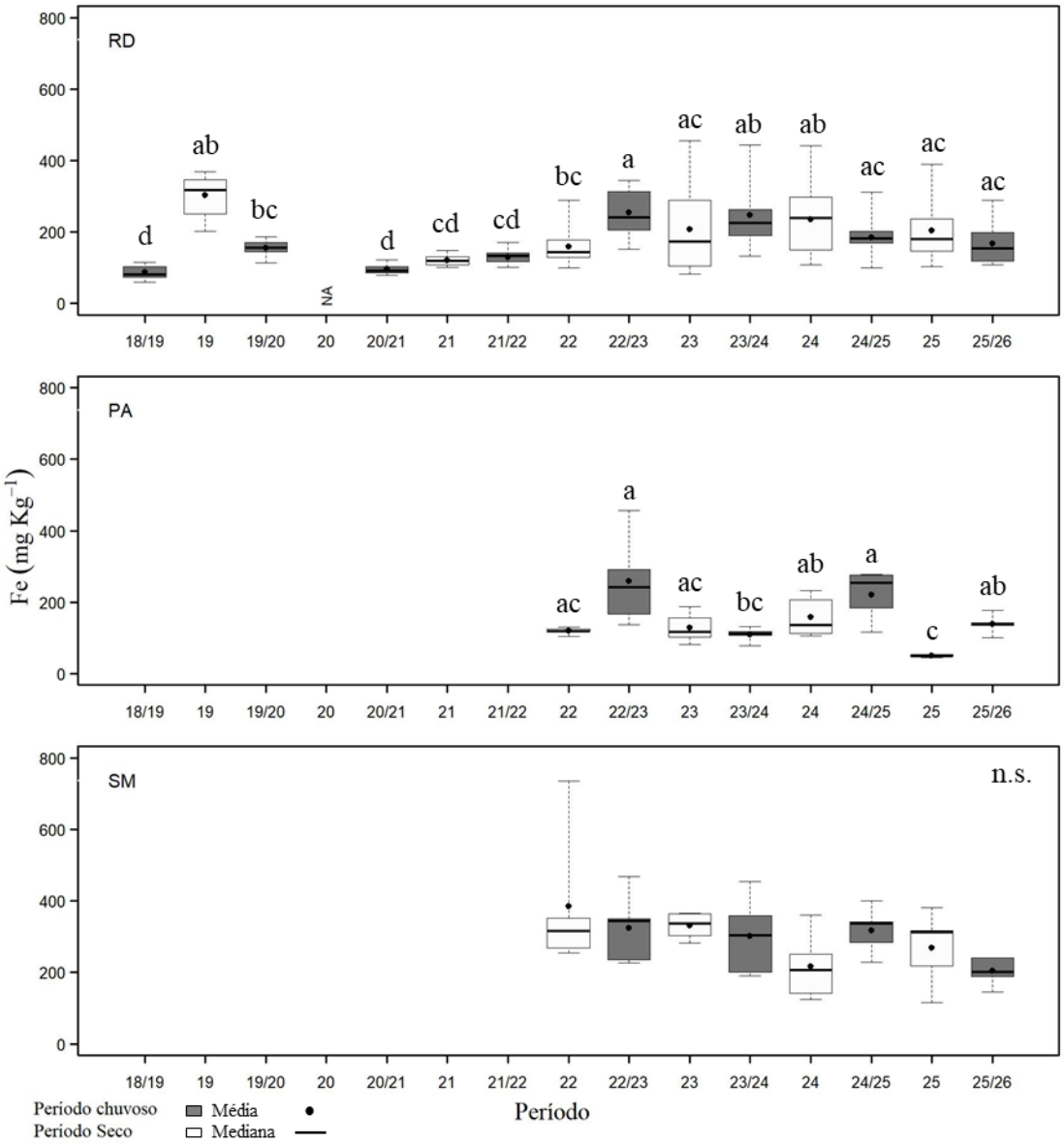


Figura 74: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) para a espécie *Taliparitipernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

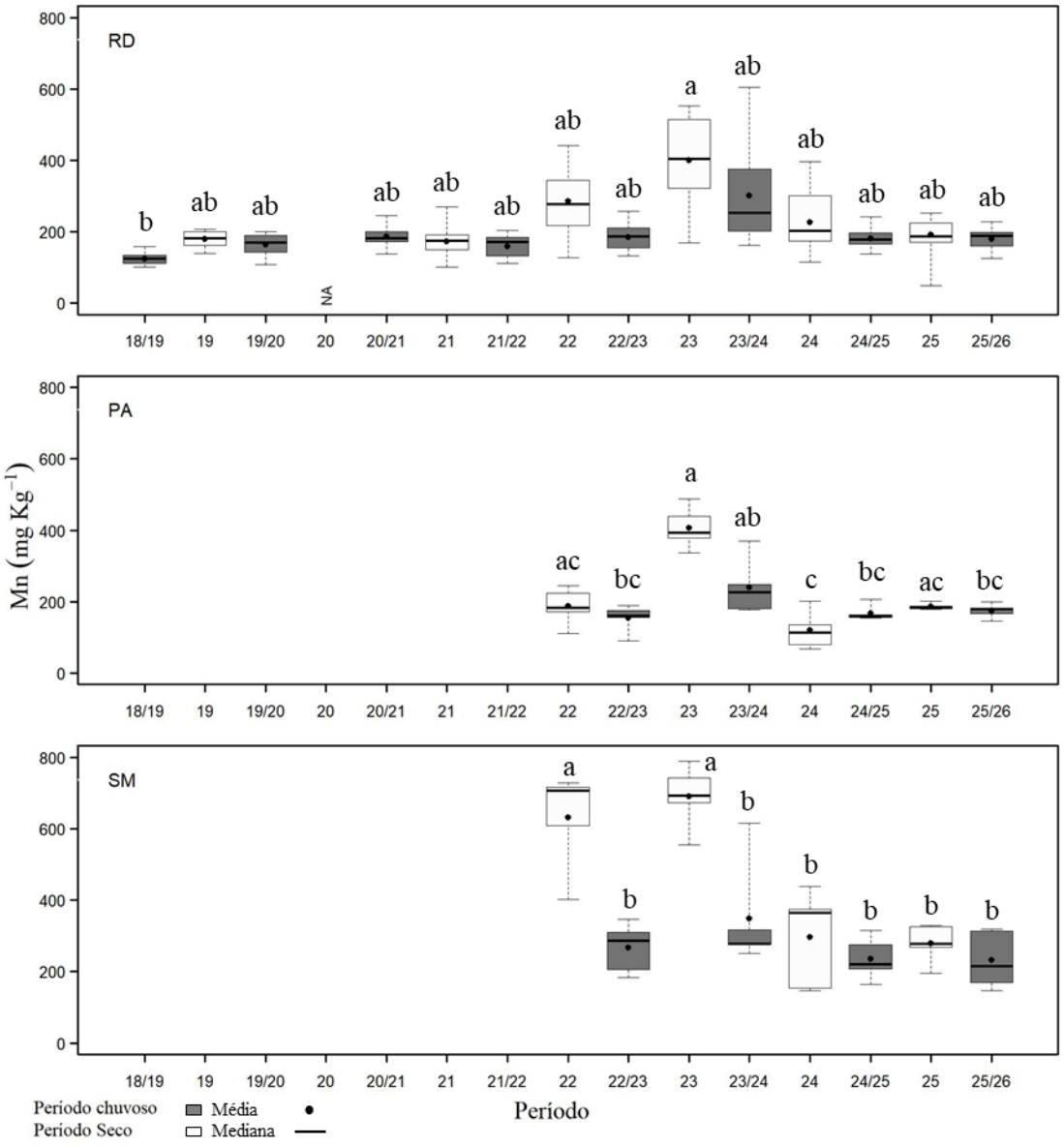


Figura 75: Indicador Ecológico Biorremediação – Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

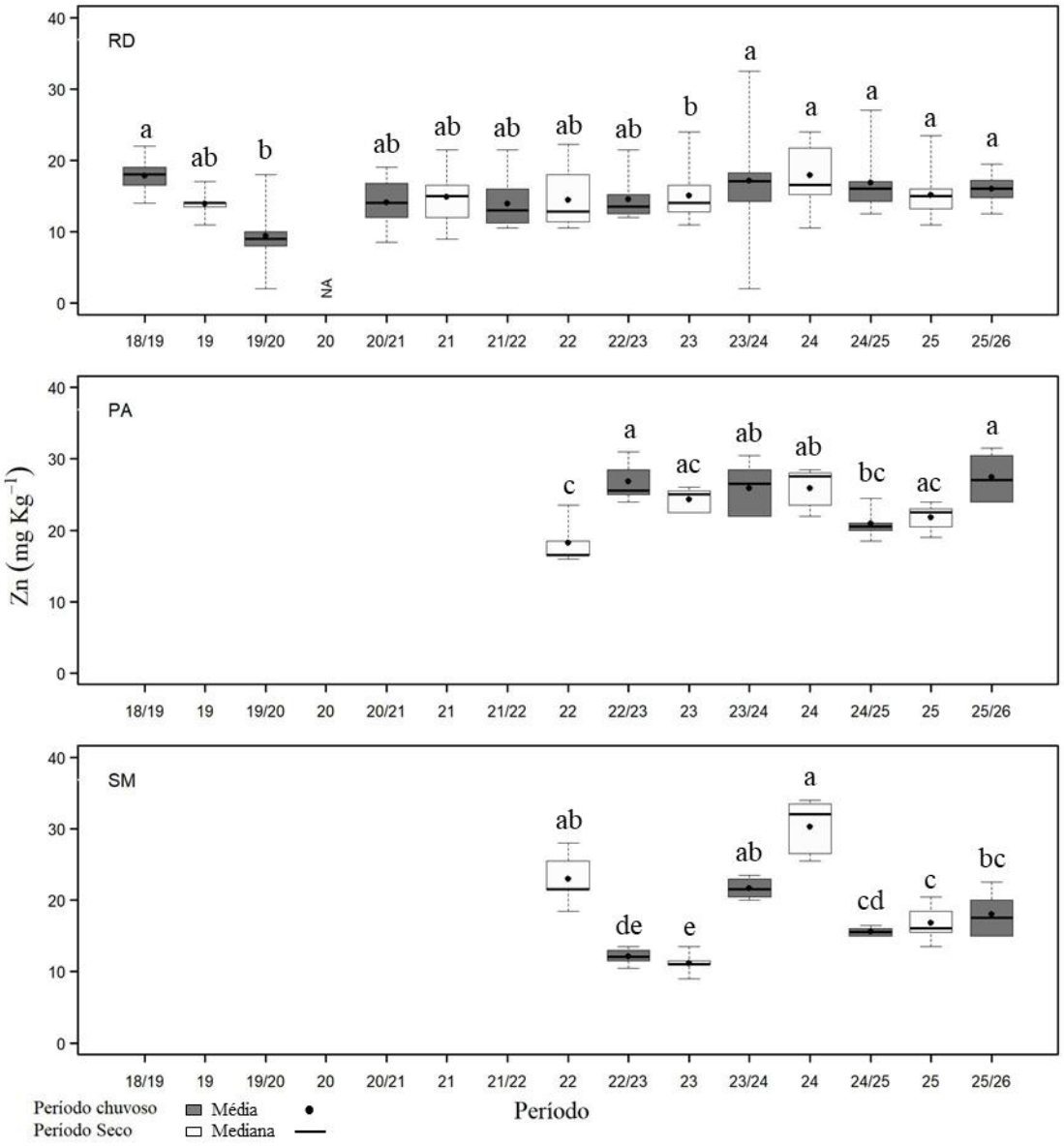


Figura 76: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2026. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2019 (Chuvoso 2018_2019), abril a setembro de 2019 (Seco_2019) – Ano 1; outubro de 2019 a março de 2020 (Chuvoso 2019_2020) – Ano 2; janeiro a março de 2021 (Chuvoso 2020_2021), abril a setembro 2021 (Seco 2021) – Ano 3; outubro de 2021 a março de 2022 (Chuvoso 2021/2022), abril a setembro de 2022 (Seco_2022) – Ano 4; janeiro de 2023 a março de 2023 (Chuvoso 2022_2023), abril a agosto de 2023 (Seco 2023) – Ano 5; janeiro a fevereiro de 2024 (Chuvoso 2023/2024), junho a julho de 2024 (Seco 2024) – Ano 6; outubro de 2024 a março de 2025 (Chuvoso 2024/2025), abril a setembro de 2025 (Seco 2025) – Ano 7; outubro de 2025 a março de 2026 (Chuvoso 2025/2026) – Ano 8 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). O monitoramento nos estuários do PA e SM foi iniciado no período Seco/2022. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

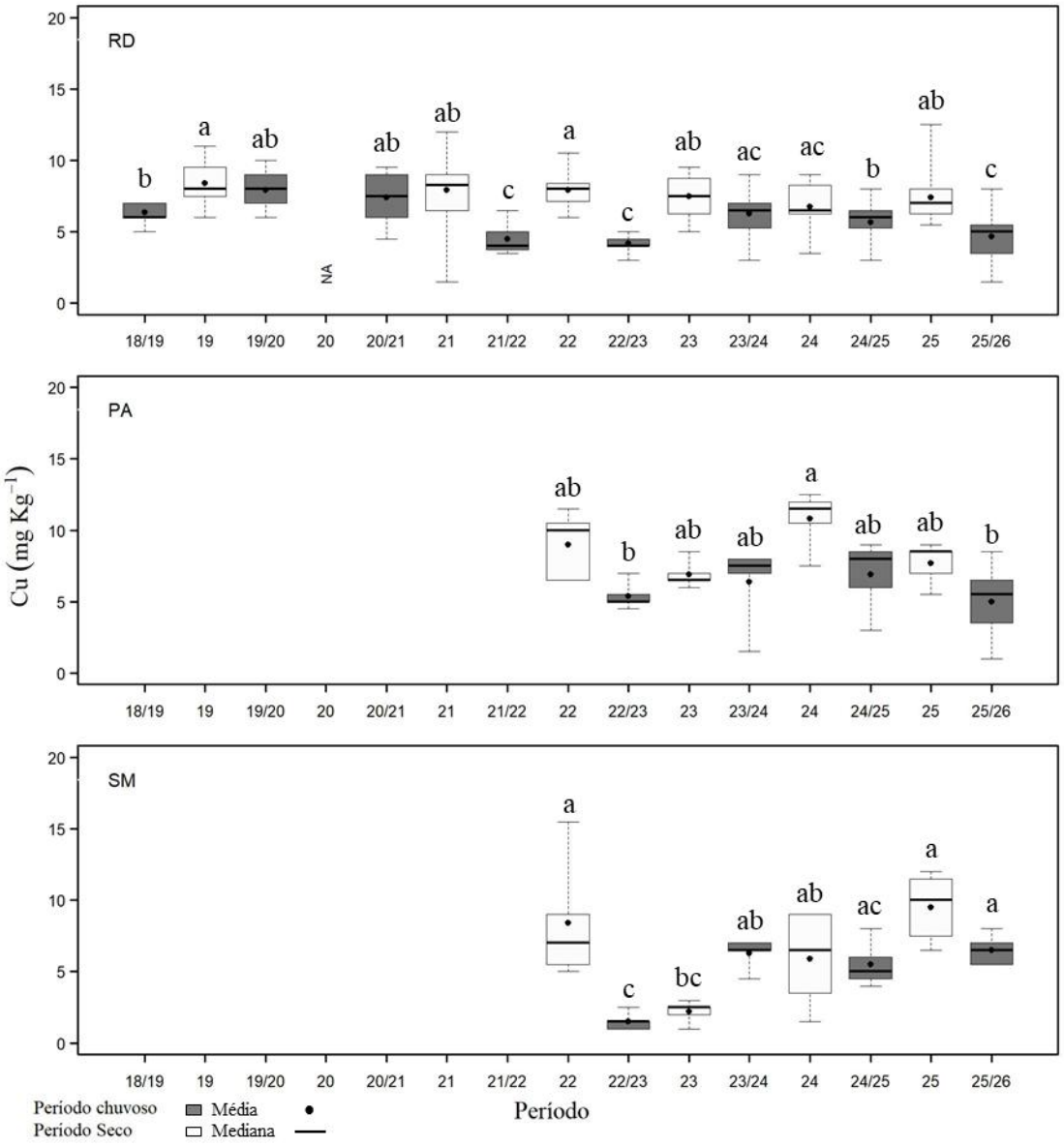
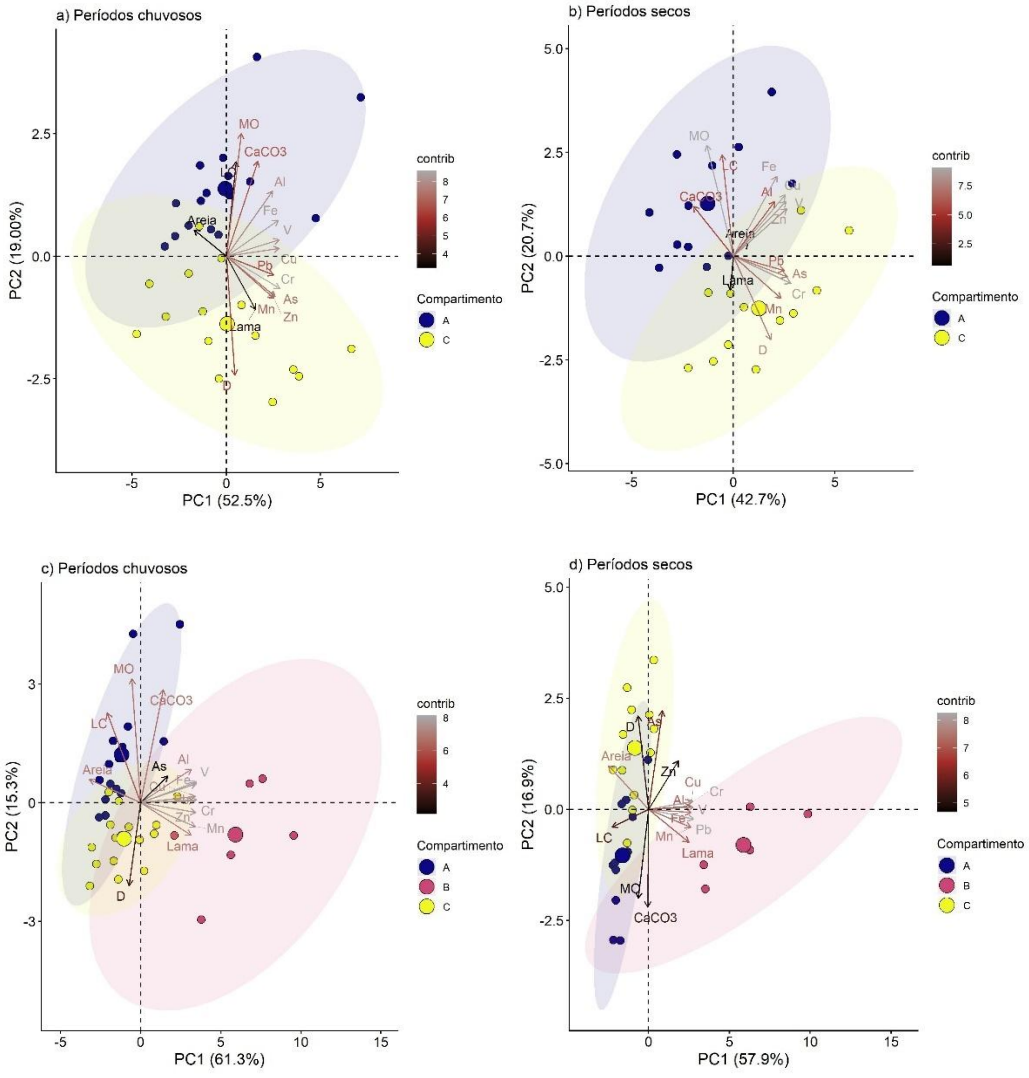


Figura 77: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) para a espécie *Taliparitiparitipariti

Na análise temporal dos metais foliares de *T. pernambucense* localizada no rio Doce, não houve diferença significativa na concentração de Fe nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026 (Figura 73). Percebe-se também que esses valores apresentam similaridade com os encontrados no período Seco_2019, Chuvoso 2022_2023, Seco_2023, Chuvoso 2023_2024, Seco_2024 e Chuvoso 2024_2025. Entretanto, não é possível indicar padrão de absorção ou tendência para *T. pernambucense*. No estuário do Piraquê-Açu, houve aumento na concentração de Fe no último período analisado (Chuvoso 2025_2026). Considerando a série temporal, os valores médios de Fe foliar encontrados para a espécie apresentam pouca variação, com exceção para o período Seco_2025. No estuário de São Mateus não ocorreu diferença estatística significativa entre os períodos analisados. Em relação ao Mn (Figura 74), verifica-se tendência de padronização na absorção do metal por *T. pernambucense* presente no rio Doce. Por outro lado, no estuário do Piraquê-Açu, maior concentração de Mn pode ser observada no período Seco_2023. Os demais períodos indicam variação na concentração de Mn, independente da sazonalidade. Em São Mateus, a partir do Chuvoso 2023_2024 houve manutenção na concentração foliar de Mn, enquanto os períodos Seco_2022 e Seco_2023 apresentaram as maiores concentrações do metal. Na Figura 75, verifica-se manutenção na concentração de Zn foliar nos últimos períodos analisados no rio Doce (Chuvoso 2023_2024, Seco 2024, Chuvoso 2024_2025, Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026). Entretanto, a baixa variabilidade nos valores médios do metal em toda a série temporal indica padrão de absorção de Zn por *T. pernambucense*. No Piraquê-Açu houve aumento nos valores de Zn no Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026. Neste estuário, a espécie registrou pequenas variações na concentração de Zn foliar, observadas ao longo da série histórica. Em São Mateus também houve aumento de Zn foliar no período Chuvoso 2025_2026. Entretanto, nota-se a alta variabilidade dos valores médios do metal, não sendo possível inferir padrão de absorção ao longo do monitoramento. Em relação ao Cu foliar no rio Doce (Figura 76), no período Seco_2025 houve aumento na concentração do metal, seguido de decréscimo no período Chuvoso 2025_2026. Embora não seja possível afirmar tendência, os períodos chuvosos registram as menores concentrações de Cu foliar. No estuário do Piraquê-Açu, os valores médios de Cu para a espécie apresentam variações ao longo da análise temporal, embora algums períodos sejam iguais estatisticamente, com destaque para o período Seco_2024 com a maior concentração foliar de Cu. Em São Mateus, houve aumento na concentração foliar de Cu nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026. Esses valores se assemelham aos encontrados nos períodos Seco_2022, Chuvoso 2023_2024, Seco 2024 e Chuvoso 2024_2025. O período Chuvoso 2022_2023 foi marcado como o menor teor de Cu da série temporal para este estuário (Figura 76). Em relação ao Pb foliar, houve aumento na concentração do metal no período Chuvoso 2025_2026 em todas as localidades analisadas (Figura 77) Destaque para o rio Doce e o estuário do Piraquê-Açu que apresentaram os maiores valores de Pb nas folhas de *T. pernambucense* neste último período. O Ano 1 e 2 do monitoramento e o período Chuvoso 2021_2022 no rio Doce foram marcados pela alta concentração de Pb foliar. A partir do período Seco_2022 houve redução nos valores médios do metal e estabilidade até o período Seco_2025. No Piraquê-Açu e São Mateus, com série histórica menor, o período Chuvoso 2025_2026 foi o de maior concentração foliar de Pb.

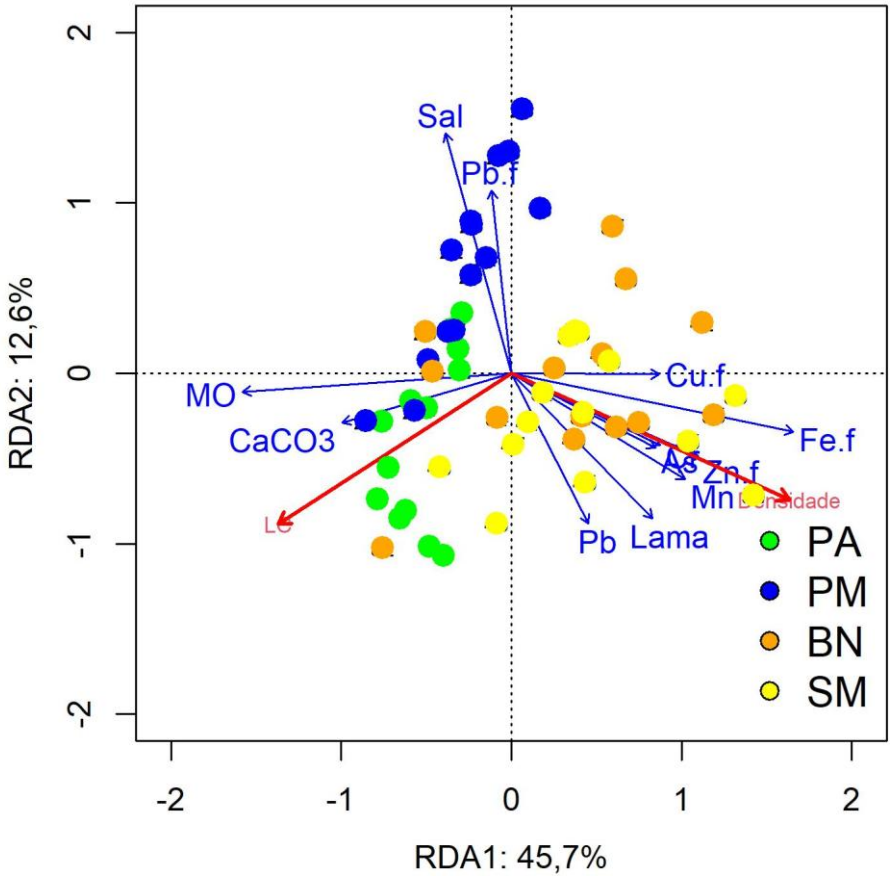
3.3 DECAPODA

Figura 78: : Indicador Ecológico Decapoda – Análise de componente principal (ACP), usando a função biplot com a contribuição de cada variável, utilizando os parâmetros populacionais (Densidade (ind./m²) e Largura do cefalotórax (mm)) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), as concentrações (mg kg^{-1}) de metais no sedimento, teor de matéria orgânica (MO), teor de carbonato de cálcio ($CaCO_3$), areia (%), lama (%) e matéria orgânica (MO %) considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: janeiro/2021 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: janeiro/2023 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: janeiro/2024 – fevereiro/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3; seco_22: abril/2022 – agosto/2022/Ano 4; seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; seco_24: junho/2024 – julho/2024/Ano 6; e seco_25: junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest. Períodos (a) chuvosos, (b) secos considerando os manguezais dos estuários dos compartimentos A (rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus), ambos isolando os efeitos das concentrações dos metais do rio Doce, e (c) chuvosos e (d) secos,consideranto os 3 compartimentos. . A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA. Al: Alumínio; As: arsênio; Cu: cobre; Cr: cromo; Fe: ferro: Mn: manganês; Pb: chumbo; V: vanádio; Zn: zinco.



A ACP resultou em dois grupos bem definidos, as populações dos estuários do compartimento A (PA e PM) e as do compartimento C (BN e SM), sem considerar a influência dos parâmetros do rio Doce, abrangendo todos os períodos chuvosos e, posteriormente, os secos ao longo dos 7 anos e meio de monitoramento. O somatório dos eixos (PCA1 e PCA 2) explicou 71,5% e 63,4% da variância dos dados nos períodos chuvosos e secos, respectivamente. A relação inversa entre densidade e LC mostrou que as populações mais densas e majoritariamente juvenis ocupam os bosques ao norte do rio Doce. Em contrapartida, as menos densas e com maior frequência relativa de adultos colonizam os bosques ao sul da foz (compartimento A). Os bosques mais arenosos e com maior influência marinha estão neste compartimento, como indicado pela relação entre teor de $CaCO_3$ e estações amostrais localizadas em PA e PM. Estas estações também estão relacionadas com o teor de matéria orgânica e, especialmente, com a concentração de Al e Fe no sedimento em ambos os períodos. Os bosques inseridos no compartimento C são mais lamosos e apresentam as populações mais densas e associadas preferencialmente com as concentrações de As, Cr, Mn e Zn nos períodos chuvosos e Cr e Mn nos secos. As populações dos compartimentos A e C, nos períodos secos, apresentam-se mais distanciadas em relação aos chuvosos. Isso mostra que fatores ambientais como vazão fluvial, frequência e amplitude de inundação, e salinidade, característicos do ecossistema manguezal, juntamente com precipitação, variam em função das particularidades regionais predominantes e influenciam de modo diferente cada estuário. Considerando a ACP com as informações dos 3 compartimentos, houve diferenciação entre eles, nos quais o B registrou, como esperado, maior relação com a maioria dos metais avaliados e o teor de lama, padrão observado em todos os períodos analisados. Esses resultados corroboram com as demais análises, nas quais as populações mais densas e com maior proporção de juvenis estão relacionadas aos manguezais de BN e SM e mais suscetíveis a maior influência da biodisponibilidade dos metais presentes nos compartimentos (sedimento e folhas) do ecossistema.

Figura 79: Indicador Ecológico Decapoda – Biplot produzido a partir da Análise de Redundância (RDA) entre os parâmetros populacionais (Densidade (ind./m²) e Largura do cefalotórax (mm)) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), teor de lama (%), matéria orgânica (MO %), carbonato de cálcio ($CaCO_3$ %), salinidade e concentração (mg/kg) de metais no sedimento e nas folhas considerando todos os períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: janeiro/2021 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: janeiro/2023 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: janeiro/2024 – fevereiro/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21: abril/2021 – agosto/2021/Ano3; seco_22: abril/2022 – agosto/2022/Ano 4; seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; seco_24: junho/2024 – julho/2024/Ano 6; e seco_25: junho/2025 – julho/2025/Ano 7) nos manguezais dos estuários dos rios Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) (Compartimento A); Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) (Compartimento C) durante o monitoramento do PMBA/Fest, isolando os efeitos das concentrações dos metais do rio Doce (RD). Mn: manganês; Pb: chumbo; Cu.f: cobre foliar; Fe.f: ferro foliar; Zn.f: zinco foliar; Sal: salinidade. As variáveis abióticas são representadas pelas setas azuis e as bióticas, pelas setas vermelhas. Diferenças entre os locais foram identificadas a partir das distâncias relativamente grandes entre os pontos de amostragem. Correlações lineares entre os parâmetros podem ser observadas a partir dos cossenos dos ângulos entre as setas que representam as propriedades do sedimento, salinidade, concentração de metais, D e LC. Os efeitos das variáveis abióticas nas bióticas foram indicadas pelos comprimentos das setas.



Os resultados da RDA descrevem dois diferentes grupos, o primeiro formado pelas populações de *U. cordatus* localizadas nos estuários ao norte do rio Doce (Barra Nova e São Mateus) e o segundo, pelas populações ao sul (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), distinção observada tanto no chuvoso quanto no e seco ao longo da série histórica do PMBA. A análise demonstrou que as variáveis preditoras exerceram efeitos significativos na heterogeneidade dos parâmetros populacionais (LC e densidade). Isso significa que o modelo explicou 58,5% da variabilidade dos dados, ou seja, teor de matéria orgânica, lama e $CaCO_3$ no sedimento, salinidade, concentração de As, Cr, Mn e Pb no sedimento e concentração de Cu, Fe, Pb e Zn foliar influenciaram as alterações na matriz biótica, evidenciado pelas setas azuis no gráfico, representativas das variáveis abióticas. As populações de SM e BN, mais densas e majoritariamente juvenis, apresentaram relações positivas com a concentração de Fe, Cu e Zn foliar, As, Cr, Mn e Pb no sedimento e o teor de lama, reforçando a forte influência dessas variáveis nos parâmetros populacionais da espécie. Nesta perspectiva, essas populações ocupam bosques mais lamosos e com as maiores concentrações relativas desses metais nos compartimentos, consequentemente, os indivíduos estão mais suscetíveis aos danos causados por esses elementos. Destaca-se que Cr, Fe e Zn são metais essenciais para o metabolismo biológico (atividades enzimáticas, proteínas estruturais, pigmentos respiratórios, dentre outros processos) (CORRÊA JUNIOR *et al.*, 2005). Contudo, estes metais são tóxicos quando presentes acima de determinada concentração, o que pode comprometer as funções nervosas e musculares dos organismos (ODOBAŠIĆ *et al.*, 2019). A exposição a metais pesados e a outros contaminantes pode limitar o crescimento somático de indivíduos aquáticos em função do redirecionamento da energia para os processos de desintoxicação (MOUREAUX *et al.*, 2011). O Zn, em elevadas concentrações, pode ser tóxico e causar declínio no consumo de oxigênio, retardo no crescimento (WU e CHEN, 2005) e influenciar fortemente a resposta fisiológica dos indivíduos aquáticos, assim como o Cu (JEROME *et al.*, 2017) num contexto no qual há estreita relação entre biota, biodisponibilidade dos metais no sedimento e nas folhas (fonte alimentar). O Pb, elemento não essencial, é altamente tóxico mesmo em baixas concentrações e inibe atividades enzimáticas essenciais e/ou causa danos às membranas celulares decorrentes do estresse oxidativo (JEONG *et al.* (2023). O Mn no sedimento também exerceu efeito considerável na variabilidade do tamanho médio e densidade. Esse elemento pode competir com íons de cálcio no processo de contração muscular, quando em altas concentrações nos crustáceos, e, desse modo, impactar o sistema reprodutor, o exoesqueleto e o sistema nervoso e sensorial (BADEN e ERIKSON, 2006). Com base nessas discussões, sugere-se que nessas populações há redirecionamento energético com efeitos no processo de ecdise/crescimento e, consequentemente, refletindo no menor tamanho médio da carapaça e na limitação do recrutamento para as classes superiores de tamanho (adultos reprodutivos/comerciais). Caranguejos que vivem em áreas com algum tipo de impacto apresentaram menor tamanho devido ao estresse ao qual estão submetidos e tendem a investir mais energia em relação a outros processos fisiológicos para manter a homeostase (ROCHA e LIMA, 2020). Os resultados e as discussões apresentadas aqui também foram abordados em relatórios pretéritos (FEST, 2024; FEST, 2025) uma vez que esses padrões vêm sendo observados desde 2023. As populações ao sul do rio Doce foram associadas com os bosques mais salinos, ricos em matéria orgânica e com maior teor de $CaCO_3$ no sedimento, constatado pela proximidade entre os

pontos amostrais, indicando forte influência no tamanho do indivíduo. O $CaCO_3$ apresenta papel fundamental no processo de ecdise, essencial para a formação do exoesqueleto, refletindo no maior tamanho médio dessas populações em relação àquelas localizadas ao norte do rio Doce. As concentrações de Cr no sedimento e o Pb foliar também influenciaram nos parâmetros populacionais. Esses resultados, os quais abrangem as variáveis ambientais e os parâmetros populacionais ao longo dos 7 anos e meio de monitoramento e em ampla escala espacial, são alarmantes para o contexto de equilíbrio estrutural e crescimento populacional, bem como para o estoque comercial, da espécie na zona costeira da região norte capixaba como também reportado e discutido em FEST (2024, 2025).

Tabela 2: Indicador Ecológico Decapoda – Resultado da correlação significativa e respectivo *p*-valor entre os parâmetros populacionais densidade (D (ind./m²)) e largura do cefalotórax (LC (mm)) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), e concentração (mg/kg) de metais no sedimento (Al, As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, V, Zn) e nas folhas (Al.f, Cu.f, Fe.f, Mn.f, Pb.f e Zn.f) considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: janeiro/2021 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: janeiro/2023 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: janeiro/2024 – fevereiro/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano3; seco_22: abril/2022 – agosto/2022/Ano 4; seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; seco_24: junho/2024 – julho/2024/Ano 6; e seco_25: junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. PA: Piraquê-Açu; PM: Piraquê-Mirim; RD: rio Doce; BN: Barra Nova; SM: São Mateus. RD não apresentou relações significativas. Todas as correlações foram significativas ($p < 0.05$).

Estuário	Variáveis	*r*	Estuário	Variáveis	*r*	Estuário	Variáveis	*r*	Estuário	Variáveis	*r*
PA	D x Cu	-0,19	PM	LC x Al	0,6	BN	D x As	-0,3	SM	D x Al	0,4
	D x Mn.f	0,37		LC x As	0,62		D x Co	-0,37		D x As	0,36
	LC x Al	0,47		LC x Co	0,53		D x Cu	-0,28		D x Co	0,29
	LC x Co	0,41		LC x Cr	0,59		D x Cr	-0,33		D x Cr	0,4
	LC x Cr	0,25		LC x Cu	0,48		D x Fe	-0,31		D x Cu	0,36
	LC x Cu	0,48		LC x Fe	0,63		D x Mn	-0,47		D x Fe	0,35
	LC x Fe	0,35		LC x Mn	0,65		D x Pb	-0,32		D x Mn	0,27
	LC x Pb	0,42		LC x Pb	0,61		D x V	-0,3		D x Pb	0,34
	LC x V	0,29		LC x V	0,59		D x Fe.f	0,3		D x Zn	0,33
	LC x Zn	0,45		LC x Zn	0,54		D x Mn.f	-0,23		D x V	0,38
	LC x Al.f	0,15		LC x Mn.f	0,5		LC x Al	0,5		D x Fe.f	0,23
	LC x Zn.f	0,15					LC x As	0,61		LC x Al	0,28
							LC x Co	0,56		LC x As	0,2
							LC x Cr	0,6		LC x Co	0,3
							LC x Cu	0,56		LC x Cr	0,33
							LC x Fe	0,58		LC x Cu	0,23
							LC x Mn	0,39		LC x Fe	0,26
						BN	LC x Pb	0,58		LC x Mn	0,3
							LC x Zn	0,55		LC x Pb	0,4
							LC x V	0,59		LC x V	0,32
							LC x Cu.f	-0,24		LC x Zn	0,24
							LC x Fe.f	-0,55	SM	LC x Al.f	0,23
							LC x Mn.f	0,75		LC x Cu.f	0,21
							LC x Zn.f	-0,62		LC x Fe.f	0,41
										LC x Mn.f	-0,18
										LC x Zn.f	0,53

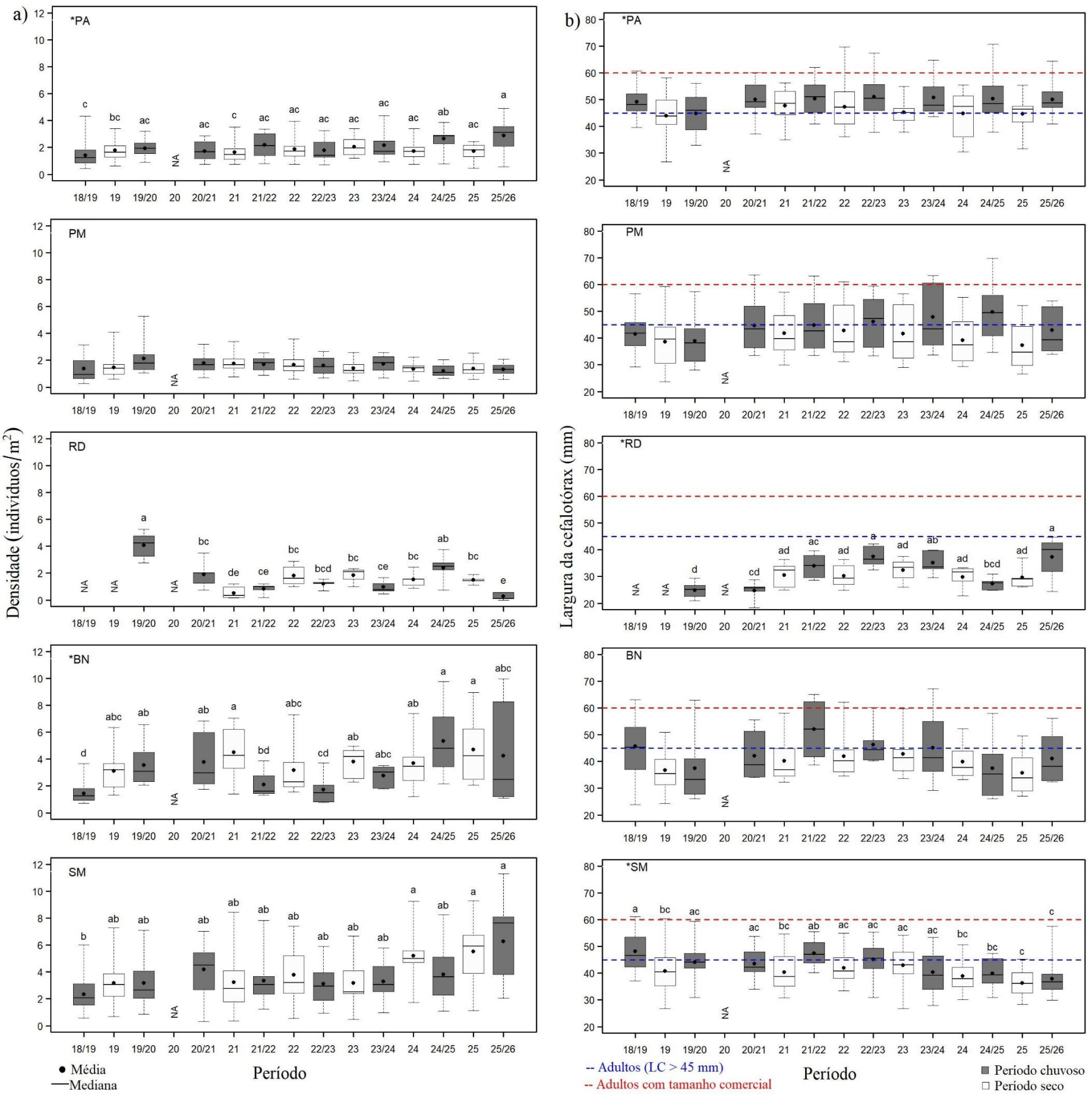
As análises de correlações entre concentrações de metais no sedimento, nas folhas e parâmetros populacionais de *U. cordatus* nos estuários avaliados mostraram relações significativas considerando os 7 anos e meio do monitoramento. As populações ao norte do rio Doce apresentaram o maior número de variáveis correlacionadas. Esses resultados demonstraram que indivíduos maiores, classificados em sua maioria como adultos e em idade reprodutiva, ocuparam bosques com maiores concentrações de Al, Cr, Fe e Zn nos sedimentos nos estuários Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim e Cr, Fe, Mn, Pb e Zn nos bosques dos estuários de Barra Nova e São Mateus. O que ratifica os resultados discutidos em relatórios anteriores (FEST, 2024; 2025) ao abranger menor escala temporal. No Piraquê-Açu e Barra Nova, a menor densidade de indivíduos foi observada em bosques com maior concentração de Cu no sedimento. Em contrapartida, em São Mateus, os bosques mais densos registraram as maiores concentrações de Cu, Cr, Fe, Mn, Pb e Zn no sedimento dentre outros metais apresentados na Tabela acima. As concentrações de metais no sedimento e nas folhas ao se tornarem biodisponíveis para os indivíduos, em função da estreita relação com os sedimentos e as folhas, podem ser um tensor em longo prazo para essas populações. Nesse contexto, é possível estar ocorrendo o acúmulo de metais em diferentes tecidos dos crustáceos (DE ALMEIDA DUARTE *et al.*, 2020), como reportado também pelas análises ecotoxicológicas (FEST, 2025). Desta forma, pode-se inferir que ocorra dreno de energia pela utilização de mecanismos de desintoxicação em detrimento aos processos vitais do ciclo de vida. Este pressuposto sugere que as contaminações por metais, sedimento e folhas, implicam diretamente no futuro das populações.

Tabela 3: Indicador Ecológico Decapoda – Resultado da correlação e *p*-valor entre os parâmetros populacionais densidade (D) e largura do cefalotórax (LC) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), e concentração (mg/kg) de metais no sedimento (Al, As, Ba, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, V, Zn) e nas folhas (Al, Cu, Fe, Mn, Pb e Zn) contemplando todos os estuários e considerando todos os períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: janeiro/2021 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: janeiro/2023 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: janeiro/2024 – fevereiro/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3; seco_22: abril/2022 – agosto/2022/Ano 4; seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; seco_24: junho/2024 – julho/2024/Ano 6; e seco_25: junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Todas as correlações foram significativas ($p < 0.05$).

Períodos	Variáveis	*r*	Períodos	Variáveis	*r*
Chuvosos	D x Cu.f	0,18	Secos	D x Al	0,15
	D x Fe.f	0,32		D x As	0,20
	LC x Al	0,46		D x Cr	0,18
	LC x As	0,27		D x Mn	0,16
	LC x Cr	0,39		D x Pb	0,21
	LC x Cu	0,40		D x Zn	0,15
	LC x Fe	0,46		D x Fe.f	0,30
	LC x Mn	0,31		D x Cu.f	0,20
	LC x Pb	0,42		D x Zn.f	0,16
	LC x V	0,41		LC x Al	0,50
	LC x Zn	0,39		LC x As	0,29
	LC x Mn.f	0,27		LC x Cr	0,41
	LC x Al.f	0,16		LC x Cu	0,41
	-	-		LC x Fe	0,48
	-	-		LC x Mn	0,33
	-	-		LC x Pb	0,43
	-	-		LC x V	0,45
	-	-		LC x Zn	0,36
	-	-		LC x Mn.f	0,21

Correlações significativas entre densidade, tamanho médio de *U. cordatus* e concentração de metais nos diferentes compartimentos (sedimento e folhas) foram observadas agrupando todos os períodos chuvosos e, posteriormente, os secos considerando todos os estuários. As populações mais densas foram registradas em bosques que apresentaram maior concentração de cobre e ferro foliar em ambos os períodos. Essas relações monotônicas também foram observadas em menor escala temporal (FEST, 2025) e corroboram os resultados da Análise de Redundância, na qual Cu e Fe foliar foram preditoras significativas na explicação da variabilidade dos parâmetros populacionais. Os indivíduos com maior tamanho relativo ocuparam os boques com maiores concentrações relativas de metais no sedimento e nas folhas como apresentado na tabela acima. O Mn no sedimento e nas folhas foi correlacionado com o tamanho médio tanto nos períodos chuvosos quanto nos secos. Ressalta-se a relação significativa entre concentração de Pb no sedimento e LC médio em ambos os períodos. Este elemento é não essencial para os crustáceos, com pouca interação com as atividades fisiológicas, entretanto pode ser tóxico além dos limites ou concentrações limiares (ALI *et al*., 2019). Sugere-se precaução em relação a este metal, uma vez que o monitoramento da flora indica bioacumulação persistente do mesmo. A relação persistente entre concentração de metais no ambiente e parâmetros populacionais implica diretamente no Potencial de Extração Imediato (PEI) e no Potencial de Extração Futuro (PEF), conforme Pinheiros *et al.* (2018) e Mota *et al.* (2023). Nessa conjuntura, a instabilidade na estrutura populacional da espécie impacta socioeconomicamente as comunidades ribeirinhas que dependem do caranguejo-uçá como fonte de subsistência alimentar e de renda.

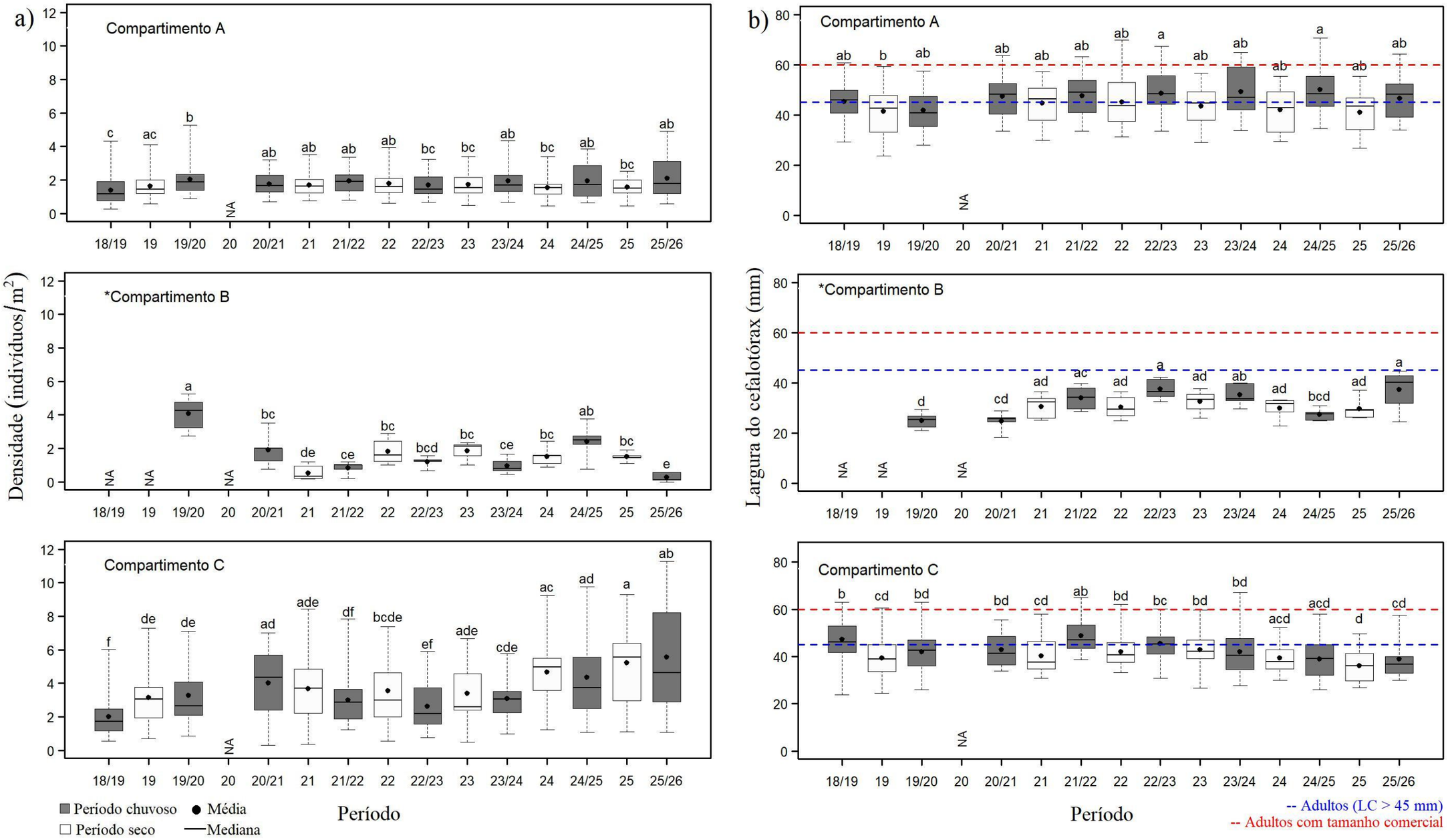
Figura 80: Indicador Ecológico Decapoda – (a) Densidade (indivíduos/m²) e (b) largura do cefalotórax (mm) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), por estuários em função dos períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: janeiro/2021 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: janeiro/2023 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: janeiro/ 2024 – fevereiro/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3; seco_22: abril/2022 – agosto/2022/Ano 4; seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; seco_24: junho/2024 – julho/2024/Ano 6; e seco_25: junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. PA: Piraquê-Açu; PM: Piraquê-Mirim; RD: rio Doce; BN: Barra Nova; SM: São Mateus. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si (5% de probabilidade). (*) Análises de Variância (ANOVA) paramétrica. Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES – Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas - são reportados até o RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A densidade de *U. cordatus* exibiu variações sazonais ao longo da série temporal em todos os estuários monitorados, exceto a população do Piraquê-Mirim. Observou-se aumento significativo nas populações do Piraquê-Açu (PA), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) em relação ao início da série histórica. Por outro lado, a densidade média no rio Doce apresentou decréscimo ao longo do monitoramento. Destaca-se que essa redução vem sendo registrada de forma recorrente desde o período chuvoso de 2020/2021, conforme documentado em relatórios técnicos anteriores (FEST, 2023a; FEST, 2024, FEST, 2025). A justificativa desta redução, não estritamente vinculada à contaminação do rio Doce, deve-se ao ambiente não ser habitat da espécie e sua introdução ocorreu após o evento, mas não exclusivamente por causa do dano. Não houve variabilidade significativa da densidade no Piraquê-Mirim (PM) ao longo do monitoramento, mantendo-se a média próxima ou inferior a 2 indivíduos/m². Todavia, esse valor médio mostrou-se superior ao estimado por Bromenschenkel e Tognella (2020), que registraram densidade inferior a 1 indivíduo/m² na população. O tamanho médio da carapaça das populações do PA, PM e BN não apresentou diferença sazonal significativa, contudo, média superior a 45 mm no PA foi observada. Isso indica predominância de adultos nesta população. Por outro lado, PM, BN e SM registraram, no geral, média inferior a 45 mm, que sugere população composta majoritariamente por indivíduos juvenis. O LC médio de PA e PM foi inferior ao reportado por Bromenschenkel e Tognella (2020), com estimativa média de 54,5 e 52,5 mm, respectivamente. Redução na densidade e aumento da largura média da carapaça da população no rio Doce foram observados. Esse aumento pode ser reflexo do recrutamento de indivíduos para classes superiores de tamanho (30-40 mm), embora ainda se observe o predomínio de juvenis. Tal declínio pode estar relacionado com a ampliação do habitat da espécie na planície, e com consequente sobreposição ao de *C. guanhumi*, padrão não registrado nas primeiras amostragens, conforme descrito em relatórios anteriores (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2020 RT36C, Ambiente Costeiro). Essa baixa densidade também pode ser reflexo de limitações no recrutamento de novos indivíduos na população, como reportado a partir do período seco/2021, visto que o habitat da espécie recebe periodicamente descarga fluvial com elevadas concentrações de metais (FEST, 2023b; FEST, 2024) e no retorno das condições originais da foz do rio Doce. O estresse oxidativo, a neurotoxicidade, a supressão reprodutiva e as alterações genéticas relacionados com a toxicidade fisiológica e bioquímica dos metais nos invertebrados estão entre os efeitos tóxicos descritos na literatura (JEONG *et al.*, 2023; NOBRE *et al.*, 2024). Esses efeitos podem repercutir na estrutura populacional, resultando na limitação do crescimento/ecdise e no comprometimento do recrutamento dos indivíduos para as maiores classes de tamanho, etapa crítica na dinâmica populacional, e na redução do tamanho médio da carapaça. As populações de São Mateus (SM) e Barra Nova (BN) foram as mais densas e com as maiores médias registradas, geralmente nos períodos secos, quando exibem as menores larguras de carapaça, sendo predominantemente jovens. Isso evidencia a presença de mais indivíduos em processo de ecdise considerando que esse estágio há maior frequência de troca de carapaça em relação aos adultos. A bioacumulação de metais no exoesqueleto é acentuada no processo de ecdise, momento no qual os metais são impregnados na carapaça em formação (RAMOS e LEITE, 2022a) e, por outro lado, uma fração de metais é retida na exúvia dos crustáceos. Isso sugere que o período de ecdise assume contribuição significativa no processo de desintoxicação do organismo (RAMOS e LEITE, 2022b). O

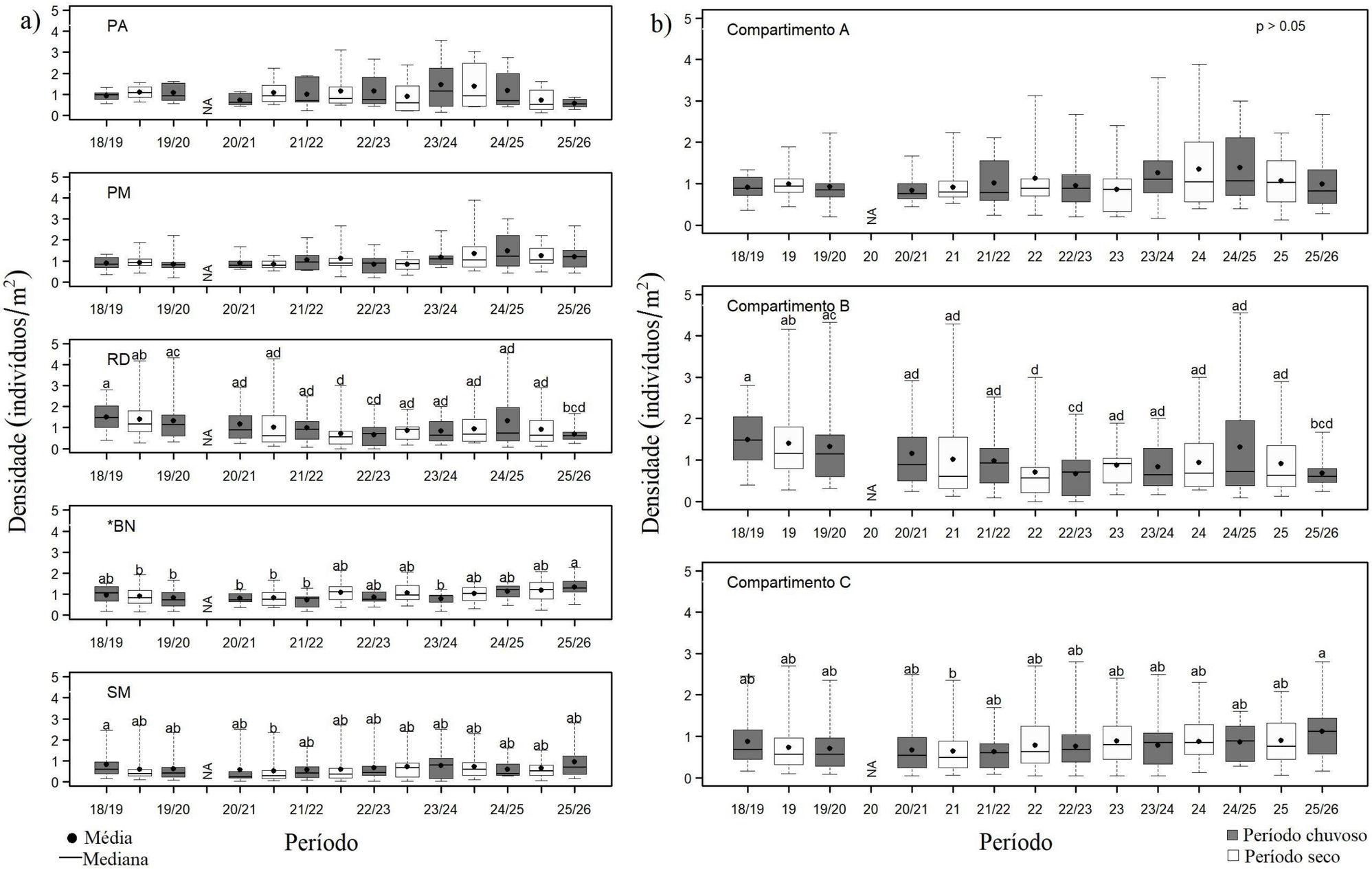
que suplanta de alguma forma os efeitos deletérios dos metais sobre o metabolismo, possibilitando a manutenção da população ainda quem em detrimento do seu crescimento.

Figura 81: Indicador Ecológico Decapoda – (a) Densidade (indivíduos/m²) e (b) largura do cefalotórax (mm) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), por compartimento em função dos períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: janeiro/2021 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: janeiro/2023 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: janeiro/2024 – fevereiro/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21: abril/2021 – agosto/2021/Ano 3; seco_22: abril/2022 – agosto/2022/Ano 4; seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; seco 24 junho/2024 – julho/2024/Ano 6; e seco 25: junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Compartimento A: Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; B: rio Doce; C: Barra Nova e São Mateus. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si (5% de probabilidade). (*) Análises de Variância (ANOVA) paramétrica. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



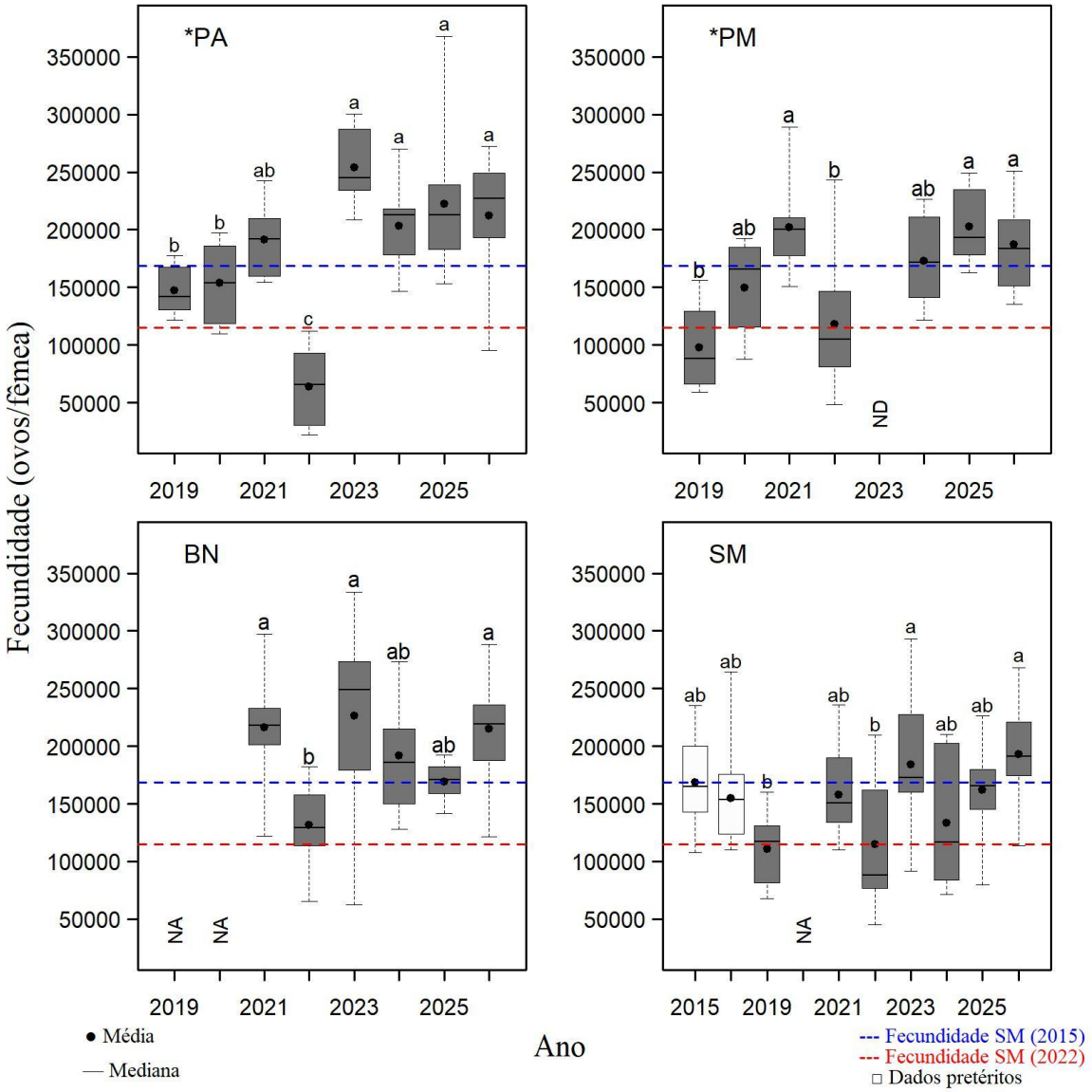
As populações de *U. cordatus* foram mais densas no compartimento C em relação àquelas do A ao longo da série histórica do PMBA como também reportado em relatórios técnicos anteriores (FEST, 2023a; FEST, 2024; FEST, 2025). Declínios e acréscimos acentuados na densidade desses compartimentos foram observados, mas com aumento significativo no último período em relação ao primeiro. O tamanho médio da carapaça nas populações do compartimento A, no geral, foi superior ou próximo a 45 mm e os períodos chuvosos apresentaram as maiores médias em relação aos secos. Os resultados e as discussões referentes ao compartimento B estão descritos na Figura 80 considerando que este compartimento é composto atualmente apenas pelo rio Doce (RD). Os caranguejos deste compartimento apresentaram as maiores concentrações de metais em seus tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) ao longo da série histórica, caracterizando contaminação por metais e metaloides (FEST, 2025). Houve redução significativa no tamanho médio da carapaça das populações do compartimento C especialmente nos dois últimos anos, com média inferior a 40 mm. Os resultados mostraram que essas populações foram densas e majoritariamente jovens em grande parte dos períodos, isso significa maior frequência relativa de indivíduos em classes de tamanho inferior a 45 mm. O que indica que mais juvenis, estágio com frequentes trocas de carapaça, estão relativamente mais vulneráveis às concentrações de metais nos compartimentos (folhas e sedimento) (FEST, 2024; FEST, 2025). Dado que a exposição aos metais no ambiente desencadeia efeitos adversos na biota (PINHEIRO *et al.*, 2012; DUARTE *et al.*, 2020; JESUS, *et al.*, 2021; PINHEIRO *et al.*, 2022; RAMOS e LEITE, 2022a), a resposta à influência do Material Ligado ao Desastre (MLD) pode apresentar variações em função das escalas espaço-temporais conforme reportado no MS_AC_Manguezal_RA2023 (Figura 116, FEST, 2024; FEST, 2025). Adicionalmente, o tempo de residência desse material no ambiente e a forma de contaminação (sobreposição de fontes contaminantes e sinergismo relacionado ao MLD) associados a outros estressores ambientais característicos do ecossistema manguezal (e.g. salinidade, amplitude de maré, precipitação e vazão fluvial) podem refletir na estrutura populacional, bem como na transição dos estágios jovens/adultos. Este é um processo crítico para a manutenção da população, visto que considera alterações fisiológicas e energéticas e maior probabilidade de mortalidade. Maior frequência relativa de jovens foi observada nas populações dos 3 compartimentos, cujas médias não excederam 60 mm (tamanho comercial), o que impacta diretamente no Potencial de Extração Imediato (PEI).

Figura 82: Indicador Ecológico Decapoda – Densidade (indivíduos/m²) do caranguejo guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), (a) por estuários e (b) compartimentos (A: Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim; B: rio Doce; C: Barra Nova e São Mateus) em função dos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: janeiro/2021 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: janeiro/2023 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: janeiro/2024 – fevereiro/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – agosto/2021/Ano 3; seco_22: abril/2022 – agosto/2022/Ano 4; e seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; seco_24: junho/2024 – julho/2024/Ano 6; e seco_25: junho/2025 – julho/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. PA: Piraquê-Açu; PM: Piraquê-Mirim; RD: rio Doce; BN: Barra Nova; SM: São Mateus. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si (5% de probabilidade). (*) Análises de Variância (ANOVA) paramétrica. Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES – Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas - são reportados até o RSE 2025. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A densidade de *C. guanhumi* nos estuários monitorados foi inferior ou próxima 1 indivíduo/m² e não houve variabilidade sazonal significativa, exceto na população do rio Doce, na qual houve declínio e com média inferior a 1 indivíduo/m² nos últimos anos da série histórica. Todas as populações apresentaram predomínio relativo de adultos. Os compartimentos A e C mostraram populações homogêneas, ou seja, sem variabilidade sazonal na densidade. Padrão reportado e discutido no FEST (2025). Baixa disponibilidade de habitat para ocupação das populações na planície costeira dos estuários monitorados, supressão da vegetação, fragmentação de habitat e pesca ilegal de indivíduos da espécie refletem na baixa densidade registrada neste monitoramento (SANTOS *et al*., 2022; FEST, 2023a; FEST, 2024; FEST, 2025). Adicionalmente, tal padrão também pode estar relacionado a limitações no recrutamento de novos indivíduos na população, majoritariamente constituída por adultos, apesar da elevada fecundidade estimada para o rio Doce em comparação a outras áreas do litoral brasileiro. Cabe destacar a probabilidade da alta mortalidade das larvas da espécie na região costeira, considerando a interação sazonal com o MLD (GOUVEIA *et al*., 2026), uma vez que concentrações elevadas de metais (Cd, Cu, Cr, Fe, Hg e Pb) já foram registradas no zooplâncton ao longo do monitoramento. Nesse contexto, a conectividade entre as larvas e o MLD, bem como a duração e a intensição dessa interação (GOUVEIA *et al*., 2026) pode ser um fator restritivo para o seu desenvolvimento bem como para o ingresso de novos indivíduos na população. Essa interpretação se aplica especialmente para o rio Doce onde há maior influência sazonal do MLD em função da vazão fluvial e do aporte lamoso nos períodos chuvosos (FEST, 2024) e onde é realizado o monitoramento da fecundidade da espécie. O revolvimento do sedimento e a disponibilização dos metais para o ambiente resultam em contaminação persistente dos habitats pelo MLD, como Pb e Fe, os quais são elementos tóxicos para os crustáceos mesmo em concentrações mínimas (FEST, 2025). Os resultados ecotoxicológicos mostraram maiores concentrações de metais e As (IBR bioacumulação) nos tecidos dos caranguejos do rio Doce considerando todo o monitoramento (FEST, 2025). Isso implica potencial impacto na estrutura e dinâmica populacional da espécie, bem como para *U. cordatus*, como apresentado anteriormente, considerando a estreita relação entre os processos comportamentais, reprodutivos e fisiológicos dos organismos e a concentração de metais presentes nos compartimentos (sedimento e folhas) (PINHEIRO *et al.*, 2012; ALMEIDA *et al.*, 2016; TEIXEIRA *et al.*, 2017; COSTA *et al.* 2018; DUARTE *et al.*, 2020).

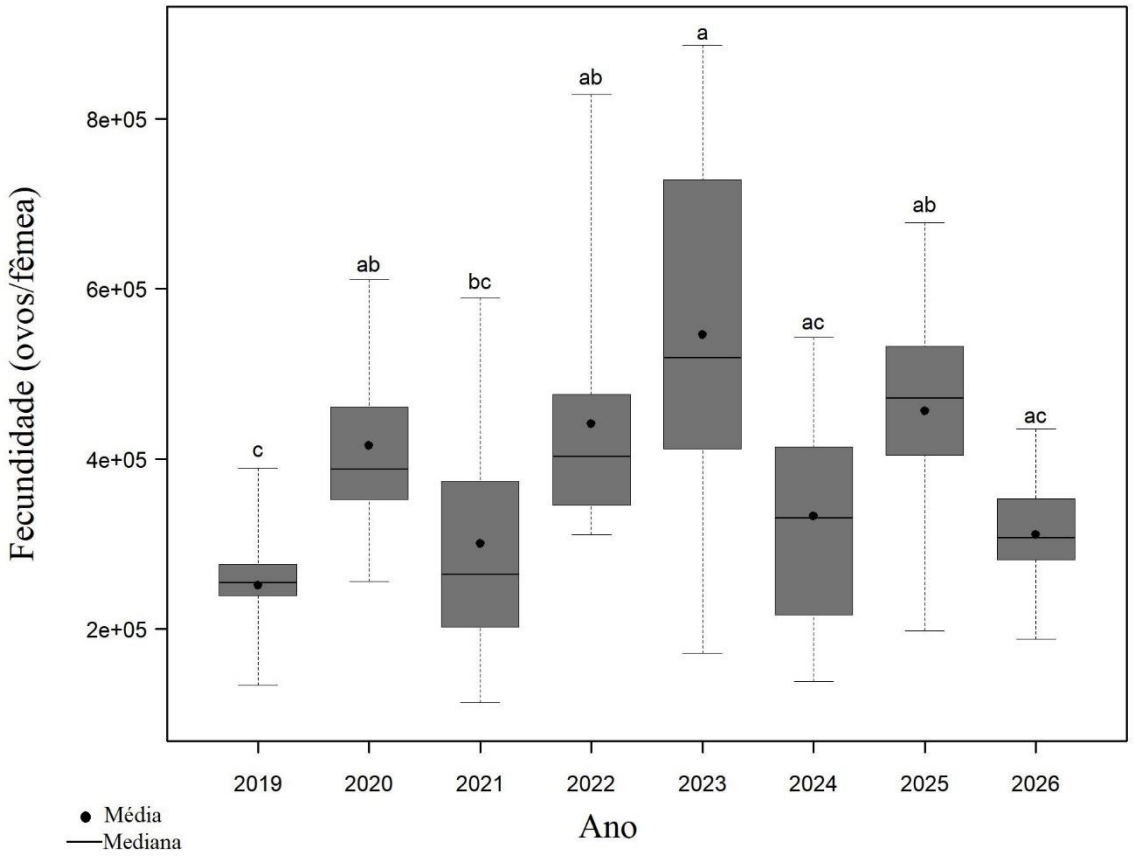
Figura 83: Indicador Ecológico Decapoda – Fecundidade média (ovos/fêmea) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos estuários do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM), coletados nos períodos chuvosos, que correspondem aos períodos reprodutivos da espécie, entre os anos 2019 e 2026 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES e dados pretéritos para o estuário do rio São Mateus entre 2015 e 2016 (Porto, 2021). Linha tracejada azul (fecundidade SM 2015), representa dados pretéritos. Linha tracejada vermelha (fecundidade SM 2022), representa dados atuais e parâmetro de uma fecundidade comprometida. NA: não amostrado. ND: Resultados não determinados por falhas/erros durante as fases de processamento e/ou análise. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si (5% de probabilidade). (*) Análises de Variância (ANOVA) paramétrica. (**) Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. Não houve coleta no período correspondendo ao seco para esta variável. Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES – Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas - são reportados até o RSE 2025.



Os resultados analisados para o período reprodutivo de 2026 não evidenciaram diferenças estatísticas entre os compartimentos A (PM e PA) e C (BN e SM), resultados distintos daqueles observados em 2025. A fecundidade média registrada ao sul do rio Doce foi de 200494 (± 47284) ovos/fêmea, enquanto ao norte foram registrados 203937 (± 44689) ovos/fêmea. Os anos 2019 e 2022 permaneceram com as menores médias em todos os estuários avaliados, associados a eventos climáticos estocásticos e hidrológicos, como as maiores vazões do rio Doce registrados nesses anos na série histórica do PMBA, que provocaram a ressuspensão de metais-traços e contribuíram para o aumento nos índices de bioacumulação e biomarcadores detectados nos órgãos e tecidos dos caranguejos (FEST, 2025). No estuário do rio Piraquê-Açu, após declínio mais acentuado na fecundidade ocorrido em 2022 (92398 ± 22069 ovos/fêmea), os anos seguintes apresentaram aumento significativa na produção de ovos por fêmea, com média de 254026 (± 10161) em 2023, 203501 (± 11095) ovos/fêmea em 2024, 222121 (± 19001) ovos/fêmea em 2025 e 212363 (± 16948) ovos/fêmea em 2026. No estuário do rio Piraquê-Mirim, com exceção de 2023, ano que não foi possível realizar análises (vide legenda da figura), a fecundidade observada em 2022 (117858 ± 18428 ovos/fêmea) diferiu estatisticamente dos valores registrados em 2025 (202836 ± 10347 ovos/fêmea) e 2026 (187305 ± 12593 ovos/fêmea). Por outro lado, os estuários de São Mateus e Barra Nova reportam comportamento semelhante ao longo da série histórica do PMBA e com valores próximos aos dados pretéritos (linha tracejada). Em 2026, ambos os estuários registraram aumento significativo na fecundidade, 192887 ± 12953 ovos/fêmea em SM e 214987 ± 15056 ovos/fêmea em BN, em relação aos valores observados em 2022. As estratégias adotadas pelos crustáceos em ambientes submetidos a diferentes distúrbios ambientais podem provocar alterações nos processos reprodutivos e nos de crescimento (HARRIS e SANTOS, 2000; MARSDEN e RAINBOW, 2004; RUPPERT *et al., 2005;* BANAEE *et al*., 2024). Nessas condições, fêmeas tendem a redirecionar o gasto energético anteriormente destinado à reprodução e ao crescimento para processos fisiológicos de desintoxicação (HARRIS e SANTOS, 2000; MARSDEN e RAINBOW, 2004) contribuindo para o declínio na fecundidade (Figura 83) e no tamanho populacional (Figura 80). Como resposta compensatória ao declínio registrado em 2022, observou-se elevada produção de ovos em 2023. Caranguejos braquiúros expostos a ambientes impactados podem responder com aumento na produção de ovos, possivelmente como mecanismo de compensação diante do estresse ambiental (PENHA-LOPES *et al.,* 2009). De forma semelhante, João e Pinheiro (2018) observaram que fêmeas de *U. cordatus* adotam mecanismos de tolerância em ambientes cronicamente contaminados. Entretanto, ao relacionar a fecundidade com o tamanho populacional, os resultados emitem um alerta sobre a capacidade reprodutiva da população. Considerando que tamanho e peso da fêmea estão intimamente relacionados ao número de ovos produzidos (PORTO *et al*., 2021), o declínio no tamanho populacional observado (Figura 81) pode resultar, ao longo do tempo, em uma população com menor potencial de produção de ovos. Além disso, foram registradas fêmeas ovígeras com 32 mm de LC em PA e 35 mm em PM e SM, valores inferiores aos reportados por Conti e Nalesso (2010). Isso sugere antecipação do tamanho da primeira maturidade sexual e possível comprometimento da manutenção do estoque pesqueiro ao longo do tempo. Os resultados obtidos evidenciam a necessidade de monitoramento contínuo do potencial reprodutivo da espécie, utilizando

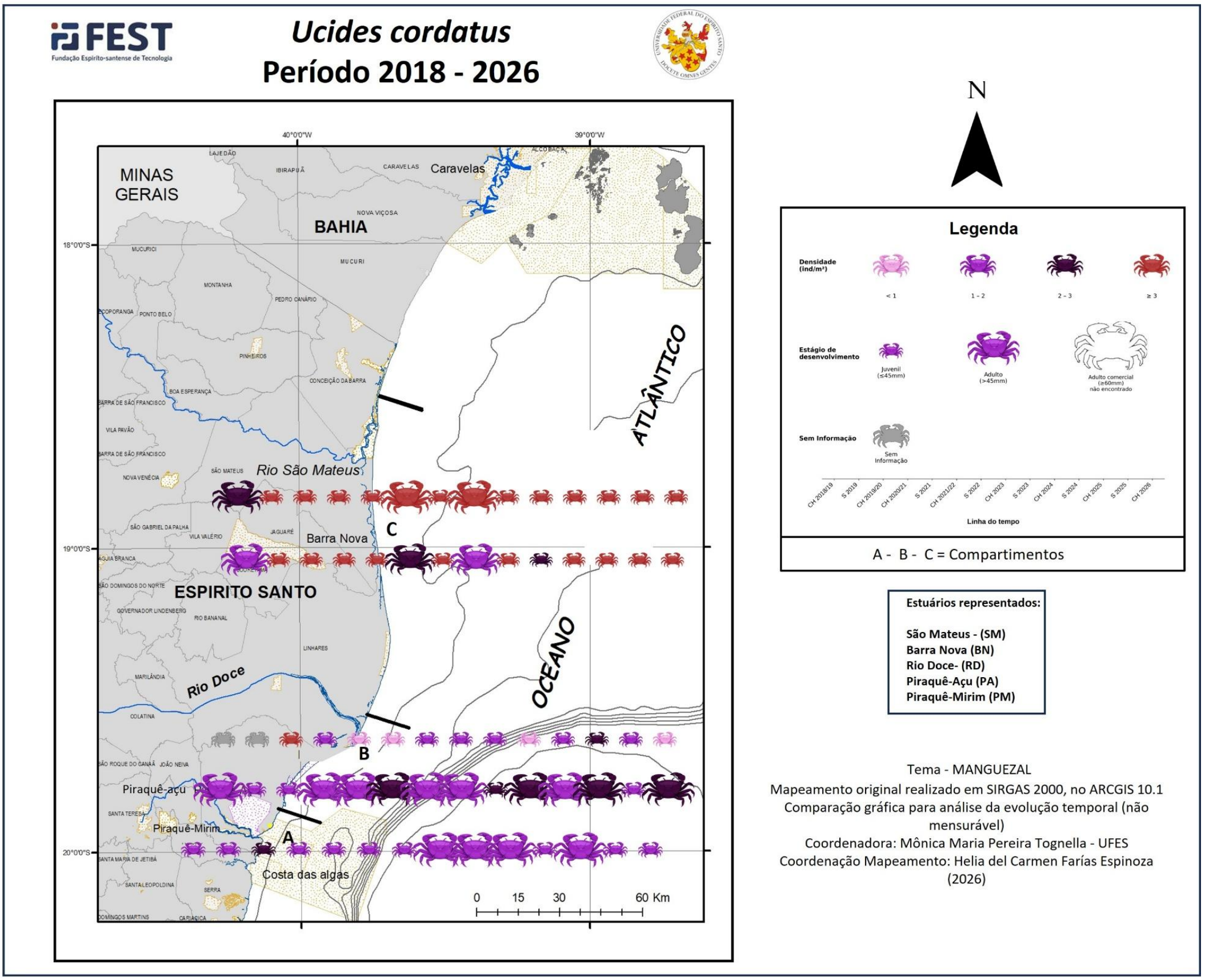
a fecundidade como indicador relevante para subsidiar ações de manejo e estratégias de mitigação em áreas ambientalmente impactadas.

Figura 84: Indicador Ecológico Decapoda – Fecundidade média (ovos/fêmea) do caranguejo guaiamum *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), coletados nos períodos chuvosos, que correspondem aos períodos reprodutivos da espécie, na foz do rio Doce, Regência (Espírito Santo) em maio/2019, março/2020, fevereiro/março/2021, março/2022, fevereiro/março/2023, fevereiro/2024, março/2025 e fevereiro/2026 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si (5% de probabilidade). Não houve coleta no período correspondendo ao seco para esta variável.



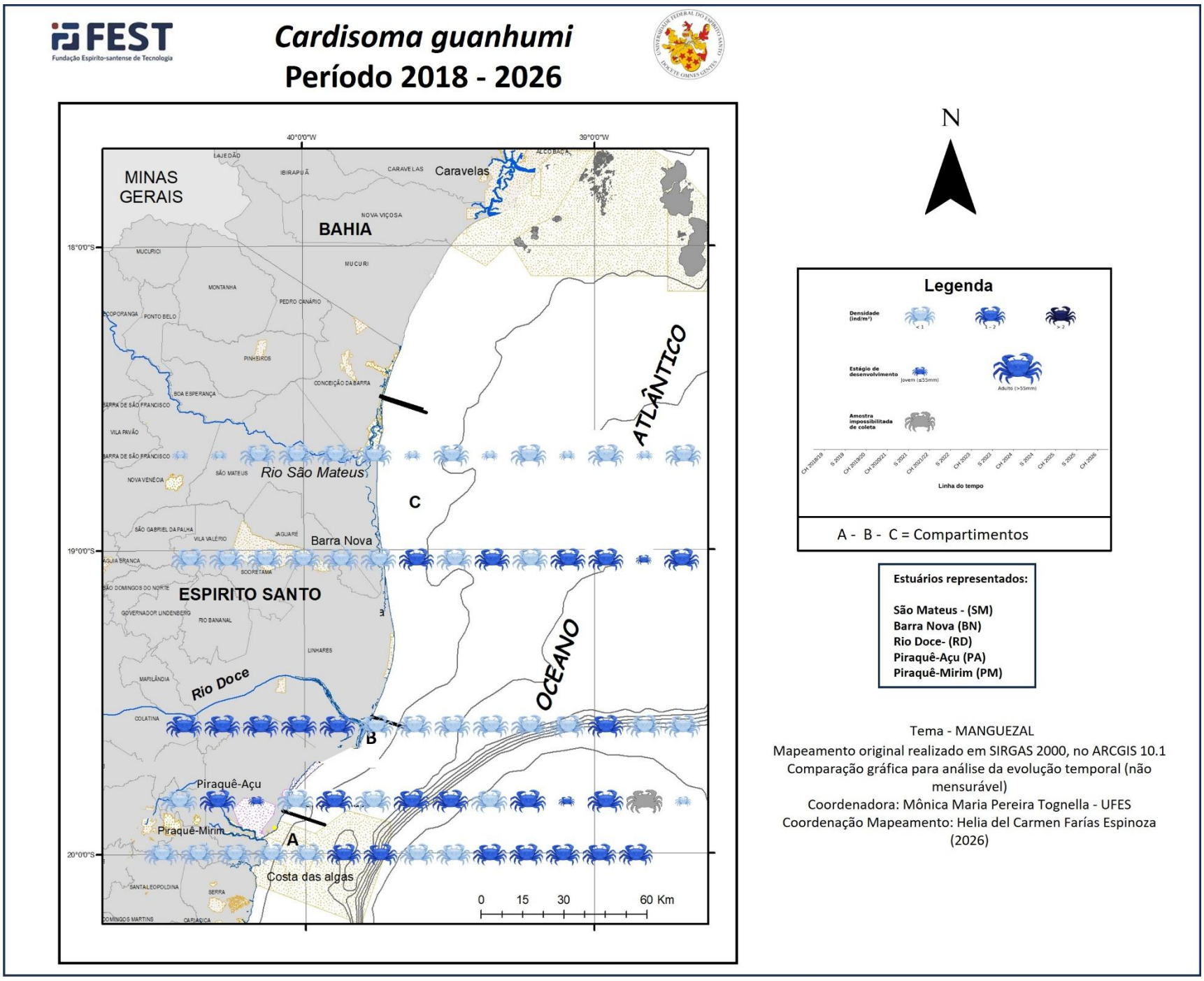
Para a espécie *C. guanhumi*, os resultados obtidos no período reprodutivo de 2026 não indicaram diferença significativa na fecundidade (214.987 ± 15.056 ovos/fêmea) quando comparados aos anos anteriores (FEST, 2025). Ainda assim, observou-se variação ao longo do período de monitoramento, com a menor média registrada em 2019 (251.539 ± 24.098 ovos) e a maior em 2023 (545.895 ± 75.665 ovos). As menores médias registradas em 2019, 2021 e 2024 (251.539 ± 24.098; 300.210 ± 43.244; 332.876 ± 43.207 ovos/fêmea, respectivamente) foram discutidas em relatórios anteriores (FEST, 2024; FEST, 2025) e associados a eventos climáticos estocásticos e hidrológicos (ciclone Iba e maiores vazões do rio Doce registrada na série histórica do PMBA) capazes de promover a ressuspensão do material depositado no leito do rio e ocasionar possível estresse fisiológico nas fêmeas reprodutoras. Assim como discutido para a espécie *U. cordatus*, após cada evento, foi observado aumento na fecundidade, o que sugere a adoção de estratégias compensatórias em resposta ao estresse ambiental crônico (JOÃO e PINHEIRO, 2018), mesmo que não ocorram variações significativas entre os anos. Apesar dos elevados valores de fecundidade registrados ao longo do monitoramento, considerados superiores aos descritos para outras regiões costeiras (SILVA e OSHIRO, 2022; SILVA *et al*., 2013), a densidade populacional na foz do rio Doce permaneceu inferior a 1 indivíduo/m² (Figura 82). Além disso, a estrutura populacional das áreas com influência do MLD (TOGNELLA *et al.,* 2022), é predominantemente composta por indivíduos adultos, não sendo proporcional a presença de jovens, quando comparado a elevada produção de ovos. Esse desequilíbrio entre elevada fecundidade e baixo recrutamento sugere possíveis limitações na manutenção populacional da espécie na foz do rio Doce. Simulações de dispersão larval evidenciaram exposição recorrente das larvas ao MLD na foz do rio Doce e na zona costeira adjacente, especialmente ao longo do período reprodutivo (FEST, 2025; GOUVEIA *et al*., 2026). A permanência das larvas em áreas contaminadas pode potencializar efeitos subletais relacionados ao estresse fisiológico e à toxicidade crônica, afetando processos fisiológicos, desenvolvimento larval e capacidade de assentamento (PASUPATHI e KANNUPANDI, 1989; RODRÍGUEZ e MEDESANI, 1994; HARRIS e SANTOS, 2000; ALMEIDA *et al*., 2021). Os modelos hidrodinâmicos mostraram que as larvas da foz do rio Doce apresentaram baixa retenção local e forte exportação para o sul da costa brasileira, reduzindo significativamente a probabilidade de recrutamento no próprio local (GOUVEIA *et al*., 2026). Os autores também simularam a taxa de sobrevivência larval, estimando 16,8% de sobrevivência em 2024, o que indica elevada mortalidade durante a fase planctônica, enquanto para 2022 e 2023 (completando o período de estudo) foram observadas taxas moderadas de sobrevivência. Esses resultados demostram os desafios enfrentados pela espécie para o sucesso reprodutivo e manutenção populacional na foz do rio Doce. Isso reforça a hipótese de que o reduzido recrutamento observado seja reflexo das condições adversas na região, incluindo metais-traço, temperatura e dinâmica das correntes. Sob essas análises, tornam-se necessários estudos contínuos, uma vez que não existem dados pretéritos para a região da foz do rio Doce que permitam comparar os parâmetros populacionais e reprodutivos da espécie, subsidiando estratégias adequadas de conservação e manejo.

Figura 85: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da densidade média (indivíduos/m²) e estágios de desenvolvimento do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: outubro/2020 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: outubro/2022 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: outubro/2023 – março/2024/ Ano 6; e chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – setembro/2021/Ano 3; seco_22: abril/2022 – setembro/2022/Ano 4; e seco_23: abril/2023 – setembro/2023/Ano 5; seco_24: abril/2024 – setembro/2024/Ano 6; e seco_25: abril/2025 – setembro/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Compartimento A: Costa das Algas, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; Compartimento B: Barra do Riacho e rio Doce; Compartimento C: Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES – Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas - são reportados até o RSE 2025.



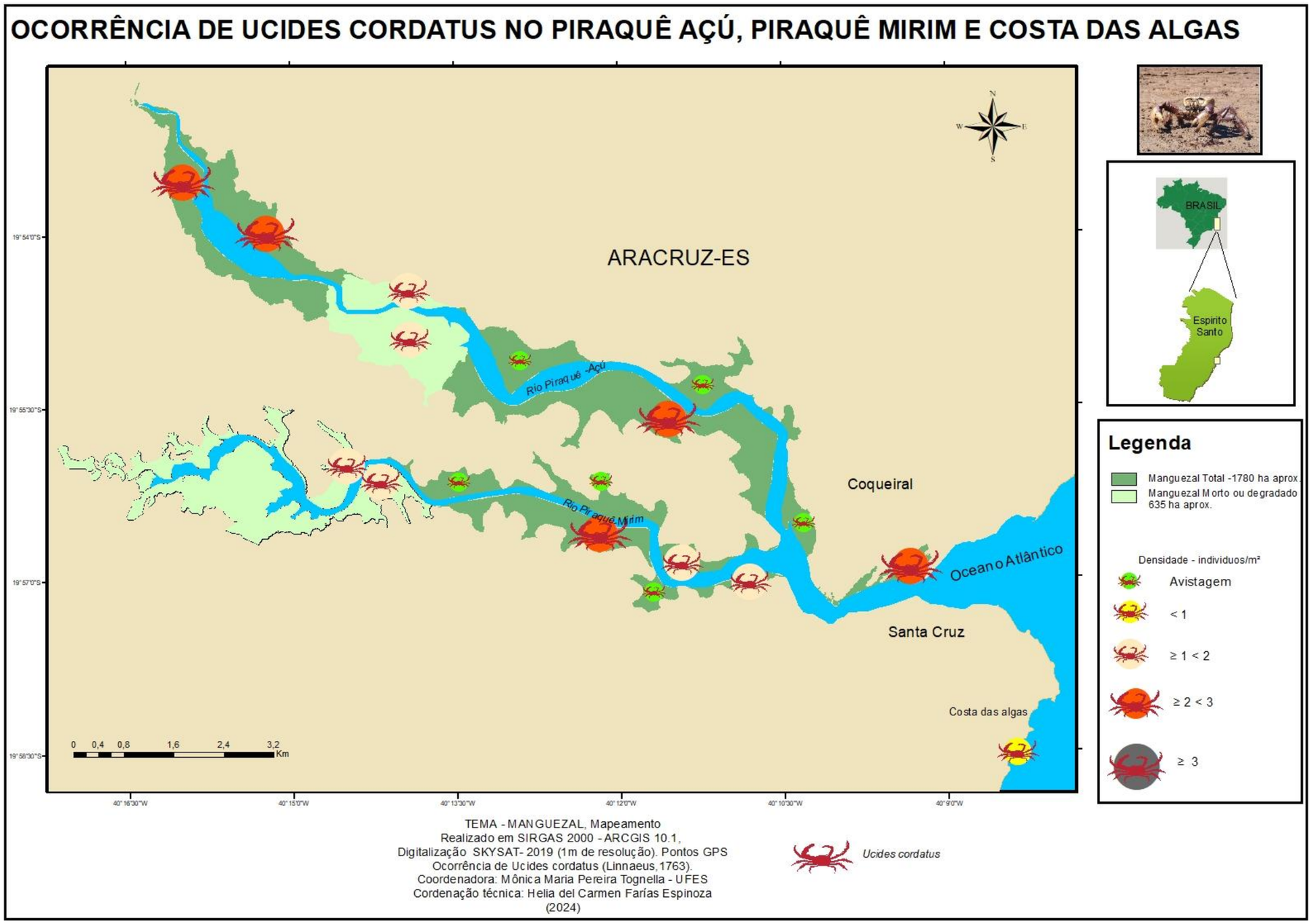
O predomínio de jovens e adultos nas populações de *U. cordatus* monitoradas variou ao longo da série histórica do PMBA. A população do estuário do Piraquê-Açu foi predominantemente adulta na maior parte dos períodos e a do Piraquê-mirim, majoritariamente juvenil, especialmente nos 4 primeiros anos e último do monitoramento. A densidade no Piraquê-Açu ficou entre 2 e 3 indivíduos/m² no último período, média superior a registrada no seco 2025, e no Piraquê-Mirim a média variou entre 1 e 2 indivíduos/m², como apresentado e discutido na Figura 80. Os juvenis foram predominantes na população do rio Doce em todos os períodos e a densidade declinou consideravelmente no último período em relação aos primeiros anos do monitoramento, com média inferior a 1 indivíduo/m². No geral, a densidade nas populações ao norte do rio Doce, majoritariamente juvenil, foi superior a 3 indivíduos/m², alcançando média de 4 e 6 em Barra Nova e São Mateus, respectivamente. Aumento significativo foi registrado em relação ao primeiro ano do PMBA.

Figura 86: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da densidade média (indivíduos/m²) e estágio de desenvolvimento do caranguejo-guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825), nos períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 2; chuvoso_20_21: outubro/2020 – março /2021/Ano 3; chuvoso_21/22: outubro/2021 – março/2022/Ano 4; chuvoso_22/23: outubro/2022 – março/2023/ Ano 5; chuvoso_23/24: outubro/2023 – março/2024/ Ano 6; chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7; e chuvoso_25/26: janeiro/2026 – fevereiro/2026/Ano 8)) e secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – setembro/2021/Ano 3; seco_22: abril/2022 – setembro/2022/Ano 4; seco_23: abril/2023 – setembro/2023/Ano 5; seco_24: abril/2024 – setembro/2024/Ano 6; e seco_25: abril/2025 – setembro/2025/Ano 7) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Compartimento A: Costa das Algas, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; Compartimento B: Barra do Riacho e rio Doce; Compartimento C: Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas. Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES – Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas - são reportados até o RSE 2025



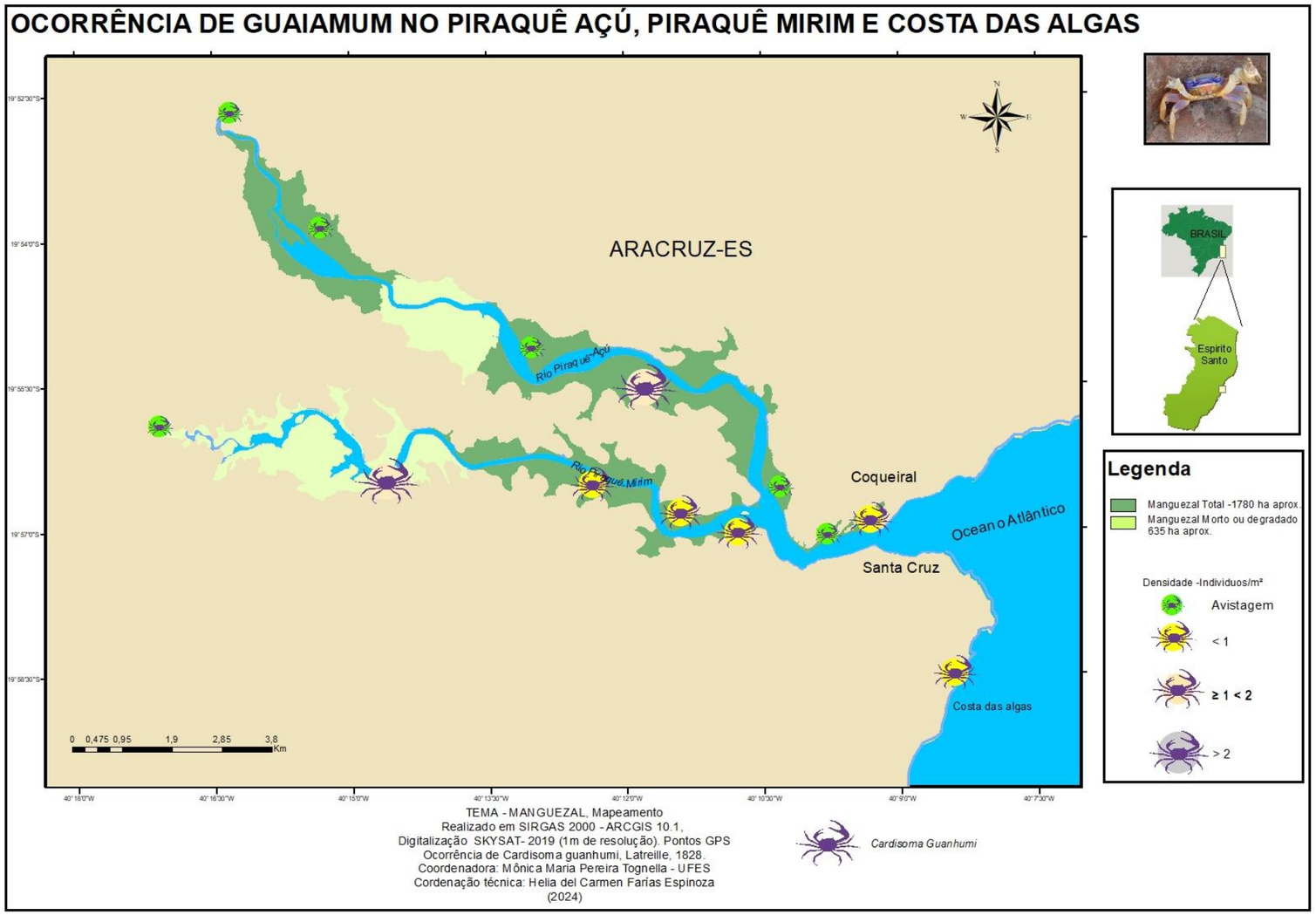
Indivíduos de *C. guanhumi* foram predominantes em todas as populações avaliadas ao longo da série histórica do PMBA, salvo algumas ressalvas em períodos distintos. No período seco/25, as populações ao norte do estuário foram majoritariamente juvenis. Em contrapartida, no chuvoso/26, houve predomínio de adulto, assim como no Piraquê-Mirim. Ressalta-se que essa inferência é realizada com base em coletas aleatórias de indivíduos *in situ* com diferentes fatores influenciando o número amostral, especialmente a temperatura. Todas as populações apresentaram densidade inferior ou próxima a 1 indivíduo/m² desde o início do monitoramento. Isso indica baixo recrutamento de novos indivíduos nas áreas monitoradas. O desequilíbrio populacional, ou seja, alterações na densidade e na frequência de indivíduos adultos/juvenis, observado evidencia a vulnerabilidade da espécie diante das alterações do habitat (perda de habitat e desmatamento, por exemplo), pesca ilegal e em áreas com influência do MLD, agravando problemas já existentes. Nessa conjuntura, ressalta-se a necessidade do monitoramento contínuo da estrutura e da dinâmica dessas populações para o seu manejo e de ações de conservação da espécie, além do controle da captura ilegal, com o objetivo de proteger e permitir o aumento do número de jovens e adultos buscando o equilíbrio populacional. Essas práticas auxiliarão na recuperação do estoque populacional permitindo que a espécie deixe de ser enquadrada na categoria Vulnerável (VU) da Lista Estadual Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção (IEMA, 2022) e da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção do Brasil (BRASIL, 2022).

Figura 87: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da Ocorrência do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), densidade (indivíduos/m²), área de mangue (hectares) e avistagem (observação da espécie na formação vegetal). Compartimento A: Costa das Algas, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim.



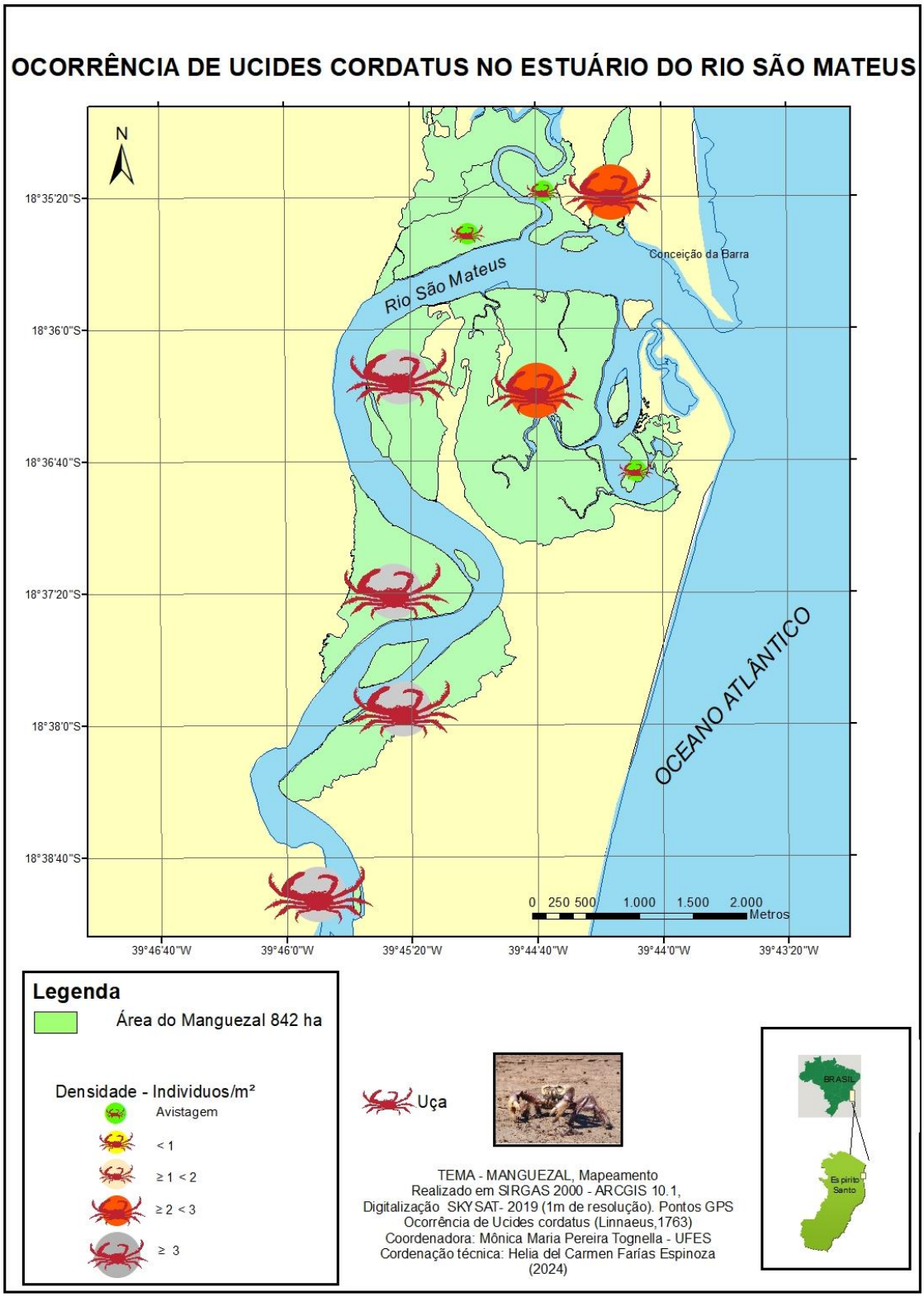
As populações de *U. cordatus* do rio Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim apresentaram 2,5 indivíduos/m² como maior média registrada entre outubro/2018 e março/2023. Dados pretéritos mostraram densidade de 3,9 indivíduos/m² e maior registro de juvenis no estuário superior (CONTI e NALESSO, 2010). Ressalta-se que o habitat degradado, composto por trechos de manguezal deteriorado e áreas mortas, ocupa cerca de 600 hectares, correspondendo a aproximadamente 35% da área total de manguezal dessa bacia hidrográfica. A degradação do habitat, somada ao sinergismo entre a concentração de metais nas folhas e no sedimento, pode comprometer o desenvolvimento do caranguejo-uçá e a sua estrutura populacional. A população da espécie em Costa das Algas foi inferior a 1 indivíduo/m². Essa baixa densidade em relação às populações dos manguezais adjacentes pode estar relacionada com as características estruturais do manguezal, situado em substrato mais arenoso e com fragmentos rochosos (lateritos) e com influência diretamente marinha. A densidade no intervalo ≥ 1 < 2 indivíduos/m² é mais frequente como observado no mapa de ocorrência acima, seguida do intervalo ≥ 2 < 3. Avistagens da espécie também foram reportadas em áreas não monitoradas dentro dos manguezais. Atualizações deste mapa não foram realizadas, pois o mesmo consolida os resultados de todas as campanhas executadas entre outubro de 2018 e março de 2023.

Figura 88: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da Ocorrência do caranguejo-guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) (Linnaeus, 1763), densidade (indivíduos/m²), área de mangue (hectares) e avistagem (observação da espécie na formação vegetal). Compartimento A: Costa das Algas, Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim



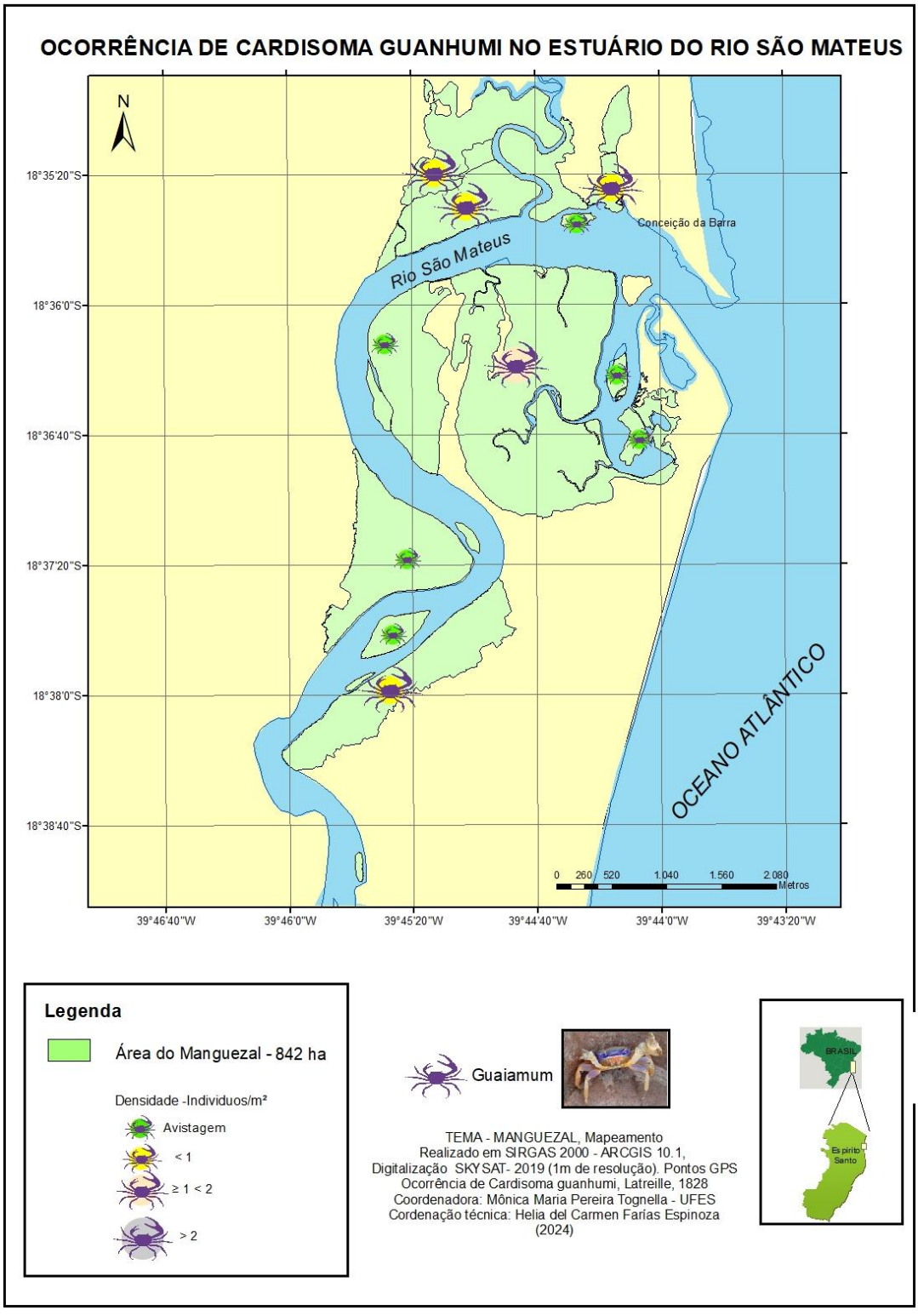
Os resultados mostraram, de modo geral, densidade de *C. guanhumi* inferior a 1 indivíduo/m² nas populações dos três manguezais monitorados e apresentados no mapa acima, parâmetro já reportado e discutido em relatórios anteriores (FEST, 2023a; FEST, 2023b; FEST, 2024; FEST, 2025). Aproximadamente 1780 hectares corresponde a área total mapeada para o habitat da espécie, visto que o guaiamum é fortemente associado às zonas supralitorais dos manguezais. O avistamento de indivíduos também ocorreu em áreas a montante, no interior do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, relacionados aos cordões arenosos pretéritos e às áreas de restinga. A densidade no intervalo entre 1 e 2 indivíduos/m² também foi registrada pontualmente em ambos os estuários. Atualizações deste mapa não foram realizadas, pois o mesmo consolida os resultados de todas as campanhas executadas entre outubro de 2018 e março de 2023.

Figura 89: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da Ocorrência do caranguejo-uçá, Ucides cordatus (Linnaeus, 1763), densidade (indivíduos/m²), área de mangue (hectares) e avistagem (observação da espécie na formação vegetal). Compartimento C: São Mateus.



O estuário do rio São Mateus apresentou densidade entre 0,9 a 5,6 indivíduos/m² para *U. cordatus,* resultado este que se encontra dentro do esperado para a população. Na porção sul do estuário foi constatado densidade acima de 3 indivíduos/m². Este mapa de ocorrência atua como complemento aos resultados de densidade e largura da carapaça realizados no monitoramento, evidenciando a presença de indivíduos menores nesta população (FEST, 2023a; FEST, 2023b). A espécie foi observada ao longo de todo polígono mapeado e em outras três áreas referenciadas geograficamente. Problemas observados pela equipe de cartografia e pela coordenação do Tema Manguezal foram identificados em duas áreas ao norte do estuário, onde notaram esgoto *in natura* sendo despejado em canais de drenagem e indícios de atividade antrópica. Problemas como esses foram constatados também por Fernandes (2007). Apesar da degradação do manguezal nessas áreas não foi possível realizar o mapeamento devido a dificuldade em navegar nos canais fluviais. Atualizações deste mapa não foram realizadas, pois evidenciam informações referentes ao período entre outubro/2018 e março/2023.

Figura 90: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da Ocorrência do caranguejo-guaiamum, *Cardisoma guanhumi* (Latreille, 1825) (Linnaeus, 1763), área de mangue (hectares) e avistagem (observação da espécie na formação vegetal). Compartimento C: São Mateus.



C. guanhumi apresentou densidade inferior a 1 indivíduo/m² em grande parte do estuário do rio São Mateus, exceto na região das Meleiras, com densidade próxima a 1,7 indivíduo/m². Espécimes foram observados em outras localidades, além das áreas de monitoramento, ao longo do estuário para complementar a ocorrência. Foi contabilizada, através da cartografia, área de 842 hectares de manguezal. O mapeamento das áreas degradadas ao norte do estuário não foi possível estimar em função da dificuldade de chegar com o barco até os locais para a coleta dos dados. Este mapa não apresentou atualização, pois corresponde e mostra informações obtidas no período entre outubro/2018 e março/2023.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO

Sedimentos

Os sedimentos dos ambientes monitorados refletem, tanto na granulometria como nos níveis de metais registrados, as condições geográficas e meteoceanográficas atuantes em cada compartimento. Ao longo do monitoramento, esse indicador demonstra resultados que são consistentes com as oscilações das variáveis climáticas e oceanográficas que moldam a dinâmica costeira e os resultados apresentados.

As oscilações sazonais, além de influenciar os processos de remobilização, adsorção de metais ao material fino e complexação de metais pela matéria orgânica (MO), moldam tendências nos sedimentos que são observadas nos períodos secos e chuvosos. Dentre elas, durante o período seco, há o favorecimento da remobilização do sedimento e distribuição de elementos metálicos associados, uma vez que processos marinhos passam a ser predominantes. Durante os períodos chuvosos, eventos hidrológicos e processos fluviais passam a ser mais intensos, com a descarga da bacia de drenagem favorecendo o aporte de sedimentos continentais e o carreamento desse material pelos próprios rios.

Nos períodos secos, a maior energia da zona costeira, associada as ondas e correntes, favorece a mobilização e redistribuição do material particulado de fonte marinha para o interior dos estuários. Por outro lado, nos períodos chuvosos, há intensificação no transporte de sedimentos continentais tanto de origem natural quanto antrópica. Esse material, ao alcançar os estuários, pode elevar as concentrações de metais por meio de processos de adsorção sobre partículas finas, conforme as propriedades físico-químicas do ambiente sedimentar.

A foz do rio Doce (compartimento B) concentra os níveis mais elevados de metais do período seco e chuvoso, com exceção do As, que no chuvoso 25/26 teve a menor concentração entre os compartimentos. De todo modo, o compartimento B segue sendo o setor mais impactado pela chegada do Material Ligado ao Desastre (MLD). Consequentemente, esse ambiente segue como fonte de contaminação para os estuários estudados, uma vez que a a deriva litorânea de sentido sul carreia o fluxo sedimentar do rio Doce para o compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) durante o período chuvoso, e a inversão da corrente, de sentido predominante norte, promove esse carreamento para os manguezais do compartimento C (Barra Nova e São Mateus), no período seco. Com ressalva do Fe e Al, a preferência da corrente de deriva influência nas maiores concentrações de metais que adentram os estuários do compartimento C em detrimento do compartimento A.

No geral, as franjas permaneceram com concentrações metálicas maiores em relação as da bacia, com exceção apenas do Mn, que em alguns períodos exibiu nível superior nas bacias do compartimento C, com exceção dos anos 5 e 6 e chuvosos 24/25. Esse resultado é observado desde o ínicio do monitoramento PMBA/Fest-UFES, ainda que o período chuvoso 24/25 tenha exibido comportamento diferente, isto é, concentrações mais elevadas de metais nas áreas de bacia do que nas franjas nos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus, com exceção do Cu).

As características granulométricas e hidrodinâmicas das bacias tendem a propiciar uma menor carga de metais em relação às franjas, no entanto, é possível que a própria dinâmica das marés tenha contribuído na translocação de metais sentido franja-bacia a partir da alta carga desses elementos receptados pelos manguezais no período seco 23. Apesar do período chuvoso 25/26 não ter exibido este comportamento, o efeito de translocação já foi verificado anteriormente. O aumento de metais em concentrações de fundo foi registrado em análises em profundidades de 5 a 15 cm realizadas durante o monitoramento PMBA/Fest-UFES dos Anos 1 a 4. Sabe-se que os processos de oxido-redução contribuem naturalmente com o enriquecimento dessas concentrações conforme a profundidade, sendo intensificados pela contaminação persistente de metais em sedimentos de manguezais.

Rhizophora mangle

Observa-se, no geral, manutenção de valores reduzidos de DPPH na série temporal dos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus) analisados para *R. mangle*, refletindo a maior capacidade antioxidante da espécie. Os períodos Seco 2019 e Chuvoso 2020_2021 no compartimento A e Seco 2019 no compartimento C são marcados pelo maior estresse oxidativo, comparativamente aos demais períodos da série histórica. A concentração de pigmentos fotossintetizantes, mais especificamente clorofila-a e carotenoide, aumentou nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026 em ambos os compartimentos. O teor de clorofila-b manteve-se reduzido desde o período Seco_2021 no compartimento A e C. Para os metais analisados ao longo do monitoramento, houve redução na concentração de Fe nos dois últimos períodos, no compartimento A, enquanto no compartimento C observa-se aumento no período Seco_2025, seguido de decréscimo no Chuvoso 2025_2026. Manganês manteve-se estável em todos os períodos e compartimentos, exceto no Chuvoso 2026_2026, com redução na concentração foliar. A concentração de Zn aumentou em ambos os compartimentos. Destaque para o compartimento A onde se observa a maior concentração de Zn no Chuvoso 2025_2026. Verifica-se manutenção da concentração de Cu no compartimento A e aumento no compartimento C (Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026). Para Pb, houve aumento na concentração do metal, em ambos os compartimentos, no último período analisado. O Chuvoso 2019_2020 foi o de maior concentração foliar de Pb, comparativamente aos demais períodos, tanto no compartimento A quanto no C. Embora não exista limite definido para este metal nas folhas, o Pb é considerado um metal não essencial para as plantas, sendo tóxico em qualquer concentração, podendo ser transferido via cadeia alimentar no processo de biomagnificação.

Na análise temporal por estuário, no geral, percebe-se manutenção nos valores reduzidos de DPPH, embora ocorram pequenas variações na capacidade antioxidante de *R. mangle* ao longo do monitoramento. Em relação aos pigmentos, as maiores concentrações foram observadas nos dois primeiros anos do monitoramento em todos os estuários. Após este período, houve redução nos valores médios com manutenção até o período Chuvoso 2024_2025. Observa-se aumento de clorofila-a e carotenoides a partir do Seco_2025 (exceto em São Mateus) e manutenção de valores reduzidos de clorofila-b em todos os estuários. Na série temporal dos metais foliares, verifica-se manutenção na

concentração foliar de Fe nos Anos 7 e 8 do monitoramento, em todos os estuários. Para Mn, não houve variação nas concentrações do metal nos estuários do Piraquê-Mirim e Barra Nova. Verifica-se redução na concentração foliar de Mn no Piraquê-Açu e São Mateus. Maiores valores de Zn foliar foram registrados no período Chuvoso 2025_2026 no Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim. Manutenção na concentração foliar de Cu pode ser observada em todos os estuários, exceto em São Mateus nos dois últimos períodos analisados. Para Pb, os resultados registram alta concentração no Ano 1, Ano 2 e Chuvoso 2025_2026, em todos os estuários. Apesar da redução nos valores do metal nos demais períodos, estes ainda estão acima dos limites registrados para Pb em folhas de *R. mangle* reportados na literatura.

Ao longo de todo monitoramento, os parâmetros fotossintéticos indicam tendência de redução na eficiência fotossintética em *R. mangle* nos compartimentos A e C. A produtividade primária reduziu consideravelmente, visto que o maior valor médio de assimilação de carbono foi registrado no primeiro ano de monitoramento (Chuvoso 2018/2019). Após essa observação inicial, este parâmetro diminui nos anos seguintes, independentemente do período analisado. Nos últimos períodos avaliados, contudo, houve melhoria da atividade fotossintética no compartimento C, enquanto os valores no compartimento A mantiveram-se baixos e permanecem nestes níveis a partir do período Seco 2021. A fase fotoquímica da fotossíntese apresentou melhoria da eficiência fotoquímica em períodos pontuais: Chuvoso 2020/2021, Seco 2021 e Chuvoso 2021/2022. No entanto, o índice de desempenho no compartimento A decaiu acentuadamente a partir de Chuvoso 2022_2023 (FEST, 2024) mantendo esta tendência no Chuvoso 2026. Esse comportamento evidencia o comprometimento da atividade fotoquímica e, consequentemente, da vitalidade das plantas. Isto vem sendo observado com maior intensidade nos últimos anos de monitoramento (Ano 5, Ano 6, Ano 7 e Ano 8), com diminuição acentuada da atividade fotoquímica em ambos os períodos. A análise temporal por estuário também indica redução dos processos bioquímicos e fotoquímicos ao longo de todo monitoramento, sendo esta espécie a dominante vários estuários. A integração dos parâmetros fisiológicos com as concentrações de metais nas folhas indica que, no período chuvoso, o compartimento A continua registrando o melhor desempenho fotossintético, fato associado à maior concentração de Zn no tecido foliar. No compartimento C, o menor desempenho fotossintético foi relacionado às maiores concentrações de Fe, Mn e Cu no tecido foliar, estando o aumento do Fe foliar correlacionado com a redução da eficiência fotoquímica. Neste compartimento, o elemento Cu atuou positivamente em relação à concentração de clorofila, além de estar correlacionado ao aumento do estresse oxidativo. Esses resultados sinalizam provável limitação na produtividade final dos indivíduos de *R. mangle* no compartimento C. Nas análises para o período seco, a integração dos dados até Seco 2025 indica que os indivíduos do compartimento A mantêm melhor desempenho fotossintético, estimulado pelas concentrações de Zn e Fe no tecido foliar, apesar do Fe atuar concomitantemente no incremento do estresse oxidativo. O compartimento C permanece com menor performance fotossintética em função da maior concentração de Cu e Mn no tecido foliar, indicando problemas crônicos no sistema fotossintético, o que compromete sua produção primária. Efeitos prejudiciais do Pb sobre o desempenho fotossintético e atividade antirradicalar foram registrados a partir do Ano 4, sugerindo danos provocados por bioacumulação deste metal nos indivíduos. Por fim, na construção do modelo com os dados gerais de metais foliares e os parâmetros

fisiológicos foi verificado que Fe, Pb e Cu são elementos responsáveis pela variabilidade dos dados fotossintéticos e de estresse oxidativo em longo prazo.

Laguncularia racemosa

Manutenção da capacidade antioxidante foi registrada para *L. racemosa* ao longo da série temporal, principalmente no estuário de São Mateus, sugerindo que possíveis alterações ambientais ou geoquímicas não estão afetando o metabolismo oxidativo da espécie. Em Barra Nova, verifica-se leve aumento nos valores de DPPH no período Chuvoso 2025_2026, o que pode resultar em menor atividade antiradicalar. Para os pigmentos de *L. racemosa*, destacam-se os Anos 1 e 2 com maiores valores de clorofila-a, clorofila-b e carotenoides em todos os estuários. Observa-se redução com manutenção de baixa concentração de pigmentos a partir do período Seco_2021. Houve aumento dos valores médios de clorofila-a, clorofila-b e carotenoides nos períodos Seco_2025 e Chuvoso 2025_2026 no Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus. Em relação aos metais analisados na série temporal, verifica-se redução na concentração foliar de Fe no Piraquê-Mirim. Em Barra Nova e São Mateus, percebe-se aumento nos valores do metal no Seco_2025, seguido de redução no Chuvoso 2025_2026. Para Mn, identifica-se redução da concentração foliar no estuário do Piraquê-Mirim. Por outro lado, em Barra Nova e São Mateus ocorreu manutenção nos valores de Mn, observados durante toda a série temporal, exceto no período Chuvoso 2025_2026 em São Mateus. Aumento na concentração foliar de Zn no Piraquê-Mirim e manutenção em Barra Nova e São Mateus nos dois últimos períodos analisados. Alta variabilidade na concentração foliar de Cu em todos os estuários. Entretanto, pode se destacar em Barra Nova, os períodos Chuvoso 2019_2020, Seco 2022, Seco 2023 e Seco 2024 e, em São Mateus, os períodos Chuvoso 2020_2021 e Seco 2022. A maior concentração de Pb foi no período Chuvoso 2019_2020 em todos os estuários e semelhante àquela registrada para a espécie *R. mangle*. Após período de estabilidade, com concentrações reduzidas de Pb, verifica-se aumento nos valores do metal no período Chuvoso 2025_2026. Destaque para o Piraquê-Mirim. Sugere-se precaução para os valores de Pb em *L. racemosa* haja vista que as florestas sob domínio desta espécie é habital preferencial para assentamento e crescimento dos indivíduos de *U. cordatus*.

Para a espécie *L. racemosa* no estuário de Barra Nova, a assimilação de carbono registrou os maiores valores do Ano 1 ao Ano 3 e no período Seco de 2022. Contudo, o parâmetro reduziu e manteve-se baixo até o Ano 6, mostrando sinais de recuperação apenas nos períodos Chuvosos de 2024/2025 e 2025/2026, sem melhorias observadas no período seco. Esta variabilidade pode ser resultante da maior plasticidade da espécie na síntese de pigmentos acessórios, auxiliando na dispersão do calor. Ao mesmo tempo, o desempenho fotoquímico (PI_{Total}) apresentou tendência de redução a partir do Ano 5, havendo diminuição no Ano 6 em ambos os períodos, padrão mantido no Ano 7. Por outro lado, o estuário do Rio São Mateus destacou-se por apresentar maior estabilidade no desempenho fotossintético. Nesse estuário, melhorias na assimilação de carbono foram verificadas nos períodos chuvosos dos anos iniciais (Ano 1 e Ano 3) e finais (Ano 7 e 8). Já o PI_{Total} mostrou-se variável, com reduções registradas nos períodos chuvosos do Ano 5 ao Ano 8, enquanto o período seco apresentou

tendência de aumento. A integração das concentrações de metais foliares com os parâmetros fisiológicos descreve que o estuário de São Mateus está associado às maiores concentrações de Fe, Mn, Cu e Zn no tecido foliar, independentemente da sazonalidade. Já o estuário de Barra Nova tem relação com o metal foliar Pb, também em ambos os períodos. Em São Mateus, os metais foliares Fe, Mn e Zn atuam negativamente no desempenho fotossintético da espécie. Além disso, maiores concentrações de Fe e Mn no tecido foliar induzem o estresse oxidativo, fato confirmado pela correlação positiva com a atividade antirradicalar (DPPH). Vale destacar que o dano contínuo do Fe foliar sobre os processos fisiológicos de *L. racemosa* em São Mateus vem sendo registrado desde os relatórios de 2025. Por outro lado, os indivíduos de *L. racemosa* no estuário de Barra Nova continuam apresentando melhor desempenho fotoquímico, impulsionado pela alta eficiência dos aceptores finais do Fotossistema I (PI_{Total}). Apesar da forte associação com o Pb, esse elemento não tem causado danos aparentes ao aparato fotossintético, correlacionando-se positivamente com o aumento das clorofilas *a* e *b*. Essa ausência de toxicidade severa sugere que as concentrações de Pb em Barra Nova permanecem em níveis toleráveis para a espécie. Os resultados obtidos concluem que a espécie *L. racemosa* atua como uma bioindicadora de toxicidade estuarina, consolidando que o Fe e o Mn alteram negativamente a produtividade primária em São Mateus, enquanto o Pb gera respostas de tolerância em Barra Nova.

Taliparitipernambucense

Na série temporal de *T. pernambucense* observa-se aumento nos valores de DPPH no rio Doce e, principalmente, em São Mateus indicando que a espécie praticamente não teve capacidade antioxidante no período Chuvoso 2025_2026 neste estuário. Já no Piraquê-Açu, houve manutenção nos valores médios de DPPH, sugerindo manutenção também da atividade antiradicalar. Houve aumento na concentração dos pigmentos no rio Doce, Piraquê-Açu e São Mateus no período Seco_2025. Ao longo do monitoramento, registra-se alterações principalmente para clorofila-b, que parece ser mais instável que os demais pigmentos, nos três estuários. Entretanto, não é possível afirmar se há tendência ou padrão de síntese, considerando a alta variabilidade dos pigmentos ao longo do monitoramento. Em relação aos metais foliares, percebe-se estabilidade na concentração foliar de Fe no rio Doce, a partir do Chuvoso 2022_2023 e, em São Mateus, desde o início do monitoramento. Em relação ao Mn foliar no rio Doce, verifica-se manutenção na concentração do metal em toda a série temporal. O período Seco 2023 é marcado pela maior concentração foliar de Mn no Piraquê-Açu. Em São Mateus, percebe-se manutenção nos valores do metal, exceto nos períodos Seco_2022 e Seco_2023, que apresentaram maior concentração. Manutenção na concentração de Zn foliar pode ser observada no rio Doce. Por outro lado, alta variabilidade nos valores médios de Zn pode ser visualizada ao longo do monitoramento no Piraquê-Açu e, principalmente, em São Mateus. Para Cu, houve redução na concentração do metal no período Chuvoso 2025_2026 no rio Doce e Piraquê-Açu e manutenção dos valores médios em São Mateus. Já para Pb em *T. pernambucense*, assim como nas demais espécies, o Ano 1 foi o de maior concentração do metal no rio Doce. No Piraquê-Açu e São Mateus, com série histórica menor, ocorreu manutenção dos valores médios até o perído Seco_2025.

O Chuvoso 2025_2026 é marcado pelo aumento na concentração foliar de Pb em *T. pernambucense* nas três localidades. O Pb é considerado elemento não essencial e altamente tóxico mesmo em baixas concentrações. Além disso, é cumulativo e persistente no meio ambiente, causando efeitos negativos na biota.

A espécie *Talipariti pernambucense* é monitorada na foz no rio Doce (compartimento B) e, a partir do Ano 4, nos estuários do Piraquê-Açu (compartimento A) e São Mateus (compartimento C). Nos estuários do Piraquê-Açu e do Rio São Mateus, o tempo de monitoramento ainda é insuficiente para definir tendência temporal com precisão. Apesar disso, no Piraquê-Açu, a melhor atividade fotossintética ocorreu no período chuvoso de 2024/2025, acompanhada por melhoria no desempenho fotoquímico nos Anos 6 e 8. No período seco houve queda no desempenho durante os Anos 5 e 6, porém com recuperação no Ano 7. Na foz do Rio Doce, a produtividade primária no período chuvoso manteve-se estável de forma geral, com o melhor desempenho registrado no Ano 1 e queda pontual e severa no Ano 5 (chuvoso 2022/2023). Já no período seco, verificou-se redução da fotossíntese do Ano 3 ao Ano 6, com o menor nível registrado em seco de 2024, com recuperação total no seco de 2025. No estuário do Rio São Mateus, esta espécie destacou-se por registrar as menores médias de assimilação de carbono e de conservação de energia, sendo caracterizado como a área mais vulnerável em relação à perda de produtividade primária, especialmente durante o período seco. A integração dos parâmetros fisiológicos com as concentrações de metais nas folhas indica a concretização da separação dos compartimentos analisados. O compartimento C destaca-se por apresentar as maiores concentrações foliares de Fe e Mn, que em excesso reduzem a atividade fotoquímica e induzem o estresse oxidativo na espécie. O compartimento A mantém a melhor atividade fotossintética durante o período chuvoso, a qual está associada aos metais foliares Zn e Cu. No compartimento B apresenta melhor desempenho fotossintético durante o período seco. No entanto, vale destacar que, no Ano 4, grandes volumes de chuvas ocasionaram uma divisão marcante entre os períodos amostrados. No Rio Doce, o Pb permanece associado às clorofilas no período chuvoso, mas não causa danos aparentes à produtividade primária devido aos mecanismos de defesa da planta. Contudo, o histórico de impactos do Pb no sistema oxidativo reforça a necessidade de continuidade do monitoramento pelo projeto PMBA/Fest-UFES.

Fator de bioacumulação

Registro de tendência para bioacumulação baixa para Fe, aspecto comum para as espécies de mangue e para *T. pernambucense*. Contrariamente, observa-se alta bioacumulação de Mn no tecido foliar de *R. mangle* em toda série histórica. As demais espécies oscilam com valores entre alta e média bioacumulação para este metal. Em relação ao Zn e Cu foliar, houve bioacumulação média na maioria dos períodos analisados para todas as espécies. Destaque dado para a alta bioacumulação de Cu por *T. pernambucense* no Piraquê-Açú. Houve baixa bioacumulação foliar de Pb, registrada ao longo da análise temporal para todas as espécies. Alterações pontuais no padrão de bioacumulação (média e alta bioacumulação) foram observadas principalmente nos períodos Seco 2019 e Chuvoso 2019_2020.

Decapoda

Densidade e tamanho médio da carapaça de *U. cordatus* apresentaram variabilidade sazonal ao longo da série histórica do PMBA. As populações ao sul do rio Doce foram menos densas e com maior frequência relativa de juvenis no Piraquê-Mirim. As populações do estuário do rio São Mateus (SM) e Mariricu (BN) exibiram as maiores densidades e com predomínio de juvenis e tiveram redução no tamanho médio da carapaça. Esses resultados podem indicar limitações no recrutamento de indivíduos para classes superiores de tamanho considerando que a exposição a metais pesados e outros contaminantes implica na limitação do crescimento somático dos organismos aquáticos. Isso ocorre em função do redirecionamento energético para o processo de desintoxicação. As limitações na transição para a fase adulta refletem no Potencial de Extração Futuro (PEF) e no equilíbrio populacional, visto que os indivíduos estão mais vulneráveis à absorção de metais durante os processos fisiológicos inerentes ao processo de ecdise. Indivíduos com tamanho comercial (LC superior ou igual a 60 mm) apresentaram baixa frequência em todas as populações influenciando diretamente no estoque comercial do caranguejo-uçá. A população no rio Doce declinou de forma significativa, com densidade inferior a 1 indivíduo/m² no último período do monitoramento (chuvoso 25/26) e com predomínio de juvenis, sendo problema ecológico para o crescimento e equilíbrio populacional da espécie nessa região. Relações significativas foram observadas entre os parâmetros populacionais e a concentração de metais nas folhas e no sedimento, o que indicou que indivíduos relativamente maiores ocupam os bosques com as maiores concentrações de metais. Esses resultados são um alerta para a conjuntura da dinâmica populacional, uma vez que se trata de indivíduos potencialmente reprodutivos. Há forte influência da concentração de metais nas folhas (Cu, Fe, Pb e Zn) e no sedimento (As, Mn, Pb), bem como de teor de lama, carbonato de cálcio, matéria orgânica e salinidade sobre os parâmetros populacionais. A Análise de Redundância mostrou que a variabilidade dessas variáveis ambientais explicou significativamente a variabilidade na densidade e no tamanho médio da carapaça de *U. cordatus* considerando as populações monitoradas ao norte e ao sul da foz do rio Doce ao longo da série histórica do PMBA. A densidade média de *C. guanhumi* se manteve próxima ou inferior a 1 indivíduo/m², especialmente no rio Doce, área potencialmente impactada pelo MLD, e com populações majoritariamente adultas. Nesse contexto, a população dessa espécie está vulnerável aos efeitos tóxicos dos metais, que influenciam e alteram os processos metabólicos, presentes nas diferentes matrizes ambientais (água, sedimento e folhas). O declínio observado na fecundidade em 2019 e 2022 para os estuários do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) coincide com eventos hidrológicos estocásticos que ressuspenderam os metais depositados ao longo da calha do rio Doce e contribuíram para sua exposição no sedimento e nas folhas, sendo esses detectáveis por meio dos índices de bioacumulação e biomarcadores evidenciados nos órgãos e tecidos dos caranguejos (FEST, 2025b). Apesar disso, fêmeas de *U. cordatus* registraram valores próximos aos reportados por Porto (2021), o que sugere mecanismos de compensação no processo reprodutivo. No entanto, o declínio no tamanho populacional pode acarretar, em longo prazo, em uma

população com menor potencial reprodutivo, visto que o número de ovos produzidos está intimamente relacionado ao tamanho corporal da fêmea.

5 ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS

DECAPODA: Não houve coleta de dados (contagem e medição das galerias, captura e medição dos indivíduos) que permitam a estimativa dos parâmetros densidade e estrutura populacional da espécie *Cardisoma guanhumi* no estuário de Caravelas no período chuvoso 2021 (março 2021). Esses dados estão associados com o indicador Decapoda, meta 2 (Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos) e submeta 2.1 (Avaliação da estrutura e dinâmica populacional dos decápodes das espécies *Ucides cordatus* e *Cardisoma guanhumi).* Os produtos previstos são densidade, largura e razão sexual de ambas as espécies. Houve dificuldade de deslocamento durante o período de amostragem para as coletas de informações a respeito desta espécie. Há ausência de dados para o período chuvoso 2021 tanto no relatório quanto na planilha de dados brutos uma vez que não houve atividades de campo. Entretanto, os dados pretéritos e aqueles obtidos posteriormente a este período permitiram o diagnóstico da população e, consequentemente, considerando todo o período do PMBA/Fest-UFES, a meta foi cumprida. A justificativa foi reportada no RSE 2023 (FEST, 2023b).

Não foi possível a coleta das fêmeas ovígeras e a estimativa da fecundidade de *U. cordatus* nos estuários em Barra Nova (Mariricu) e Caravelas (CR) durante o período reprodutivo em 2019 (janeiro a abril), e nos estuários em Urussuquara (UR), em Conceição da Barra, estuário do rio São Mateus (SM), e em Barra Nova (BN), estuário do rio Mariricu, durante o período reprodutivo em 2020 (janeiro a abril), como reportado nos primeiros relatórios (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2020 RT36C, Ambiente Costeiro). Esses dados estão associados com o indicador Decapoda, meta 2 (Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos) e submeta 2.2 (Estimativa da fecundidade de *U. cordatus*). O produto previsto é a fecundidade média da espécie. A ausência desses dados foi justificada pela dificuldade na realização das coletas das fêmeas ovígeras pelos catadores que acompanhavam as atividades de campo. Durante o período de desenvolvimento embrionário dos ovos, as fêmeas da infraordem Brachyura permanecem entocadas em suas galerias até o momento da liberação de suas larvas (CASTIGLIONI e NEGREIROS-FRANSOZO, 2006) e as galerias podem atingir de 90 a 180 cm de profundidade (BRANCO, 1993). Os catadores locais, contratados pela equipe do Tema Manguezal, relataram dificuldades para a captura das fêmeas ovígeras de *U. cordatus*, pois as galerias são profundas e construídas no entorno das raízes de mangue dificultando o acesso pela técnica de braceamento. Além disso, há presença de ostras fixadas a raízes limitando, muitas vezes, a captura. Somada a essa justificativa, a pandemia Covid-19 impossibilitou as saídas de campo para novas tentativas de captura das fêmeas em março e abril de 2020 (últimos meses do período reprodutivo observado para a espécie na região). Por se tratar de um período específico para a coleta do material (fêmeas ovígeras) a ser analisado, não foi possível novas tentativas de captura, uma vez que o período reprodutivo ocorre somente na estação chuvosa. Há ausência de dados para os períodos

reprodutivos (chuvosos) 2019 e 2020 para os estuários mencionados acima tanto nos relatórios quanto na planilha de dados brutos. Entretanto, os dados coletados no período de abrangência do PMBA/Fest-UFES permitem estimar a fecundidade da espécie nos estuários e, consequentemente, a submeta foi cumprida não impactando na meta como um todo. A justificativa também foi reportada no RSE 2023 (FEST, 2023b).

No período reprodutivo de 2023 (dezembro/2022 a março/2023) houve dificuldade de coleta de fêmeas ovígeras para a análise e a estimativa do parâmetro fecundidade de *U. cordatus* no estuário do rio Piraquê-Mirim (PM). Após as tentativas de capturas de fêmeas ovígeras neste estuário, alguns exemplares foram obtidos. Em laboratório, constatou-se que a massa ovígera não estava apta para separação e contagem dos ovos. Estes estavam em estágio próximo a eclosão (estágio de desenvolvimento embrionário final), no qual a membrana que reveste os ovos estava fragilizada e sua conservação em baixa temperatura e, posterior, utilização de solução de hipoclorito de sódio (NaClO) para melhor manuseio da massa ovígera e álcool 70% para conservação inviabilizou o processamento e a contagem dos ovos. Dessa forma, os dados não foram apresentados, pois não refletem a realidade da espécie no momento para aquele estuário. Por se tratar de um período específico para a coleta do material (fêmeas ovígeras) a ser analisado, não foi possível novas tentativas de captura a partir de abril, uma vez que o período reprodutivo ocorre somente na estação chuvosa. Há ausência de dados da fecundidade para o período reprodutivo (período chuvoso) 2023 no estuário tanto no relatório quanto na planilha de dados brutos. Os valores dos parâmetros peso subamostra, número de ovos da subamostra e fecundidade constam na planilha de dados brutos com a sigla “ND”, que significa “Resultados não determinados por falhas/erros durante as fases de processamento e/ou análise”. Entretanto, os dados obtidos antes deste período permitiram a estimativa da fecundidade média da população e, consequentemente, a submeta foi cumprida não ocasionando impacto no alcance da meta considerando o período de abrangência do PMBA/Fest-UFES. A justificativa foi reportada em (FEST, 2023b).

6 REFERÊNCIAS

AFFONSO, J. C. M. **Estoque de captura comercial de *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ocypodidae).** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2014.

AGATHOKLEOUS, E.; FENG, Z.; PEÑUELAS, J. Chlorophyll hormesis: Are chlorophylls major components of stress biology in higher plants? **Science of The Total Environment**, v. 726, 138637, 2020.

AHEARN, G. A.; MANDAL, P. K.; MANDAL, A. Mechanisms of heavy-metal sequestration and detoxification in crustaceans: a review. **Journal of Comparative Physiology B**, v. 174, n. 6, p. 439-452, 2004.

ALBINO, J.; CONTTI NETO, N.; OLIVEIRA, T. C. A. The Beaches of Espírito Santo. **Brazilian beach systems**, p. 333-361, 2016.

ALI, H.; KHAN, E; ILAHI, I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. **Journal of chemistry**, v. 2019, n. 1, p. 6730305, 2019.

ALMEIDA, E. V.; KÜTTER, V. T.; MARQUES, E. D.; DA SILVA-FILHO, E. V. First assessment of trace metal concentration in mangrove crab eggs and other tissues, SE Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 7, p. 1-14, 2016.

ALMEIDA, E. V.; KÜTTER, V. T.; MARQUES, E. D.; DA SILVA-FILHO, E. V. Contamination in Newly Hatched Larvae of the *Ucides cordatus* Mangrove Crab and a New Perspective About Trace Elements Transport. **Geochimica Brasiliensis**, v. 35, n. 1, p. 39-55, 2021.

ALONGI, D. M. Macro- and Micronutrient Cycling and Crucial Linkages to Geochemical Processes in Mangrove Ecosystems. **Journal of Marine Science and Engineering**. Pakenham, p. 1-26. set. 2021.

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Série Histórica de estações – estação Linhares RD15**. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas. 2023.

ANGER, K. **The biology of decapod crustacean larvae**. Lisse: AA Balkema Publishers, 2001.

ARAR, E. J. Method 447.0 - Determination of Chlorophylls a and b and Identification of Other Pigments of Interest in Marine and Freshwater Algae Using High Performance Liquid Chromatography with Visible Wavelength Detection. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1997.

ARNHOLD, E. ds: descriptive statistics. R package version 4.0. 2019.

ARNHOLD, E. easyanova: Analysis of Variance and Other Important Complementary Analyses. R package version 8. 2022.

ARRIVABENE, H. P.; SOUZA, I.; CÓ, W. L. O.; RODELLA, R. A.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ, C. R. Functional traits of selected mangrove species in Brazil as biological indicators of different environmental conditions. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 496-504, 2014.

BADEN, S. P.; ERIKSSON, S. P. Role routes and effects of manganese in crustaceans. In: **Oceanography and marine biology: An annual review**, v. 48, pp. 61-83, 2006.

BAIRD, C.; CANN, M. ***Química ambiental.*** 4ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BANCI, K. R.; MORI, G. M.; DE OLIVEIRA, M. A.; PAGANELLI, F. L.; PEREIRA, M. R.; PINHEIRO, M. A. A. Can environmental pollution by metals change genetic diversity*? Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) as a study case in Southeastern Brazilian mangroves. **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, n. 1-2, p. 440-447, 2017.

BEMBE, S.; LIANG, D.; CHUNG, J. S. Optimal temperature and photoperiod for the spawning of blue crab, *Callinectes sapidus*, in captivity. **Aquaculture Research**, v. 48, n. 11, p. 5498-5505, 2017.

BLANCHAR, R. W.; REHM, G.; CALDWELL, A. C. Sulfur in plant material by digestion with nitric and perchloric acid. **Proceedings Soil Science Society of America**, v.29. p. 71-72, 1965.

BRANCO, J. O. Aspectos bioecológicos do caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda) do manguezal do Itacorubi, Santa Catarina, BR. **Arquivos de biologia e tecnologia**, v. 36, n. 1, p. 133-148, 1993.

BRASIL, MMA, 2022. PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 de Junho de 2022. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733

BROMENSCHENKEL, V. C. S.; TOGNELLA, M. M. P. Estimativa populacional e potencial extrativo do caranguejo-uçá no pós-defeso: subsídios à gestão em Unidade de Conservação de uso sustentável. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 12, p. e25791210992-e25791210992, 2020.

BRUGNARA, M. Influence of marine sediments in the distribution of the main radionuclides of the effluent from the nuclear power plant Almirante Alvaro Alberto (Unit 1).1977.

BUCHMAN, M. F. NOAA Screening Quick Reference Tables. 1999. **Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration.** Seattle, WA, 12p, 1999.

BUENDÍA-VALVERDE, M. D. L. L.; GÓMEZ-MERINO, F. C.; CORONA-TORRES, T.; MATEOS-NAVA, R. A.; TREJO-TÉLLEZ, L. I. Effects of Cadmium, Thallium, and Vanadium on Photosynthetic Parameters of Three Chili Pepper (*Capsicum annuum* L.) Varieties. **Plants**, v. 12, n. 20, p. 3563, 2023.

CABAÑAS–MENDOZA, M. R.; ANDRADE, J. L.; SAURI-DUCH, E.; *et al.* Lead tolerance of *Laguncularia racemosa* is associated to high proline accumulation and high antioxidant capacities. **Biometals**, v. 36, p. 887–902, 2023.

CASTIGLIONI, D. D. S.; NEGREIROS-FRANSOZO, M. L. Ciclo reprodutivo do caranguejo violinista *Uca rapax* (Smith) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) habitante de um estuário degradado em Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 331-339, 2006.

CAVALCANTI, V. F.; SOARES, M. L. G.; ESTRADA, G. C. D.; CHAVES, F. O. Evaluating mangrove conservation through the analysis of forest structure data. **Journal of Coastal Research**, p. 390-394, 2009.

CHANG, W. extrafont: tools for using fonts. Versão 0.19. 2023. Disponível em: https://github.com/wch/extrafont

CHENG, H.; TAM, N.F.; WANG, Y.; LI, S.; CHEN, G.; YE, Z. Effects of copper on growth, radial oxygen loss and root permeability of seedlings of the mangroves *Bruguiera gymnorrhiza* and *Rhizophora stylosa*. **Plant Soil**, v. 359, n. 1–2, p. 255–66, 2012.

COLLIN MS, VENKATRAMAN SK, VIJAYAKUMAR N, KANIMOZHI V, ARBAAZ SM, STACEY RGS, ANUSHA J, CHOUDHARY R, LVOV V, TOVAR GI, et al. Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: a review. **J Hazard Mater Adv**.7:100094. 2022.

CONTI, R. C.; NALESSO, R. C. Status of the population structure of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Decapoda: Ocypodidae) on the Piraquê-Açu River estuary, Espírito Santo, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, p. 81-92, 2010.

CORRÊA JUNIOR, J.D.; DA SILVA, M.R; DA SILVA, A.C.B.; DE LIMA, S.M.A.; MALM, O.; ALLODI, S. Tissue distribution, subcellular localization and endocrine disruption patterns induced by Cr and Mn in the crab *Ucides cordatus*. **Aquatic Toxicology**, v. 73, n. 2, p. 139–154, 2005

COSTA, F. P. D.; BUARQUE, D. C.; BRÊDA, J. P. L. F.; FÖEGER, L. B. Impact of climate change on the flow of the Doce River basin. **RBRH**, v. 27, 2022.

COSTA, R. G.; ARAÚJO, C. F. S.; BAH, A. H. F.; GOMES-JUNIOR, E. A.; RODRIGUES, Y. J. M.; MENEZES- FILHO, J. A. Lead in mangrove root crab (*Goniopsis cruentata*) and risk assessment due to exposure for estuarine villagers. **Food Additives and Contaminants: Part B**, v. 11, n. 4, p. 293-301, 2018. https://doi.org/10.1080/19393210.2018.1504824

CRUZ, C. D.; CARNEIRO, P. C. S. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. Revista, Viçosa: UFV, 2 ed., v. 2, 585p, 2006.

CUZZUOL, G. R. F.; CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica,** v. 24, p. 227-234, 2001.

D'ADDAZIO, V.; TOGNELLA, M. M. P.; FERNANDES, A. A.; FALQUETO, A. R.; da ROSA, M. B.; GONTIJO, I.; de OLIVEIRA, M. A. Impact of Metal Accumulation on Photosynthetic Pigments, Carbon Assimilation, and Oxidative Metabolism in Mangroves Affected by the Fundão Dam Tailings Plume. **Coasts**, v. 3, p. 125–144, 2023. https://doi.org/10.3390/coasts3020008

DAHLGREN, B. T. The effects of population density on fecundity and fertility in the guppy, Poecilia reticulata (Peters). **Journal of Fish Biology**, v. 15, n. 1, p. 71-91, 1979.

DALCORSO, G.; FARINATI, S.; MAISTRI, S; FURINI, A. Regulatory networks of cadmium stress in plants. **Plant Signaling and Behavior**, v. 5, n. 6, p. 1–5, 2010.

DANG, K.; MU, J.; TIAN, H.; GAO, D.; ZHOU, H.; GUO, L.; SHAO, X.; GENG, Y.; ZHANG, Q. Zinc regulation of chlorophyll fluorescence and carbohydrate metabolism in saline-sodic stressed rice seedlings. **BMC Plant Biology**, v. 24, p. 464, 2024.

DE ALMEIDA DUARTE, L. F.; BLASCO, J.; CATHARINO, M. G. M.; MOREIRA, E. G.; TROMBINI, C.; NOBRE, C. R.; MORENO, B. B.; ABESSA, D. M. S.; PEREIRA, C. D. S. Lead toxicity on a sentinel species subpopulation inhabiting mangroves with different status conservation. **Chemosphere**, v. 251, p. 126394, 2020.

BARCELOS U. D.; GONTIJO, A. B. P.; FERNANDES, A. A.; FALQUETO, A. R.; PASCOALINI, S. S.; LOPES, D. M. S.; SCHMILDT, E. R.; LEITE, S.; TOGNELLA, M. M. P. The role of iron on the growth and development of the seedlings of *Rhizophora mangle* L. **Scientific Research and Essays**, v. 17, n. 3., p. 35-45, 2022.

DE SANTANA, L. D. M.; CHAVES, F. O.; TOGNELLA, M. M. P. Mangrove Mortality: analyses of natural and anthropic causes and their effects on forest dynamics. **Journal of Coastal Research**, v. 95, n. SI, p. 102-107, 2020.

DIAS, J. A. Análise textural. In: DIAS, J. A. **A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos**. Ed. preliminar. Algarve, 2004.

DIELE, K.; KOCH, V. Growth and mortality of the exploited mangrove crab *Ucides cordatus* (Ucididae) in N-Brazil. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 395, n. 1-2, p. 171-180, 2010.

DUARTE, L. F; BLASCO, J.; CATHARINO, M. G. M.; MOREIRA, E. G.; TROMBINI, C.; NOBRE, C. R.; PEREIRA, C. D. S. Lead toxicity on a sentinel species subpopulation inhabiting mangroves with different status conservation. **Chemosphere**, v. 251, p. 126394, 2020.

EISLER, R. **Compendium of trace metals and marine biota**: Volume 1: Plants and Invertebrates (Vol. 1). Elsevier. 2009.

EPSTEIN, E., BLOOM, A. J. **Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives**. [s.l.] Sinauer, 2006.

EPSTEIN, E. S. **Annual of Reveiw Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v. 50, p. 641-664. 1999.

FALQUETO, A. R.; SILVA, D. M.; FONTES, R. V. Photosynthetic performance of mangroves *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* under field conditions. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, 577-582, 2008.

FARIAS, C. O; HAMACHER C.; WAGENER A. DE L. R.; CAMPOS C DE R.; GODOY J. M. Trace metal contamination in mangrove sediments, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 18, n. 6, p.1194-1206, 2007.

FERNANDES, M. M. S. **Comunidades de pescadores artesanais de Meleiras e Barreiras, Conceição da Barra-ES**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo Estado de São Paulo. São Paulo, 2007.

FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D.A. ExpDes. pt: pacote experimental designs (Portuguese). R package version 1.2.2. 2021.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES – RT-43, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia.193 pag.2023a.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Semestral de Evolução do PMBA/Fest-UFES – RT-44, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 79 pag. 2023b.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES – RT-46, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 306 pag. 2024.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Anual do PMBA/Fest-UFES – RT-49, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 227 pag. 2025a.

FEST, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. Relatório Semestral de Evolução do PMBA/Fest – RT-52, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática. 16 pag. 2025b.

FIELD, A.; MILES, J.; FIELD, Z. **Discovering statistics using R**. Sage publications, 2012.

FURUKAWA, K.; WOLANSKI, E. Sedimentation in mangrove forests. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 1, p. 3-10. 1996.

GALILI, T. dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering. **Bioinformatics**, v. 31, n. 22, p. 3718-3720, 2015. Disponível em: https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btv428

GAMA-MAIA, D. J.; TORRES, R. A. Fine-scale genetic structuring, divergent selection, and conservation prospects for the overexploited crab (*Cardisoma guanhumi*) in tropical mangroves from North-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 96, n. 8, p. 1677-1686, 2016.

GBARUKO, B. C.; FRIDAY, O. V. Bioaccumulation of heavy metals in some fauna and flora. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 4, p. 197-202, 2007.

GIANNAKOULA, A.; THERIOS, I.; CHATZISSAVVIDIS, C. Effect of Lead and Copper on Photosynthetic Apparatus in Citrus (*Citrus aurantium* L.) Plants. The Role of Antioxidants in Oxidative Damage as a Response to Heavy Metal Stress. **Plants**, v. 10, n. 1, 2021. https://doi.org/10.3390/plants10010155

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 18, n. 10, p. 1111-1116, 1987.

GONZÁLEZ-OCAMPO, H. A.; PARRA-OLIVAS, M. C.; PÉREZ-GONZÁLEZ, E.; RODRÍGUEZ-MEZA, G. D. *Rhizophora mangle* as a Bioindicator of Environmental Exposure to Heavy Metals in the Navachiste Lagoon Complex, Sinaloa, Mexico, 2023.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **A primer of Ecological Statistics**. 2nd ed. Sunderland: Sinauer Associates. 579 p, 2013.

GOUVEIA, N.; FONSECA, S.; MOTA, L.; SANTANA, M.; GHERARDI, D. F. M.; DI DOMENICO, M.; ... & FERREIRA, B. Connectivity of Mangrove Crab Populations Reveal Potential Exposure of Larvae to Metaloid Pollutants. **Environments,** v. 13, p. 282, 2026. Doi: 10.3390/environments13050282

GRATÃO, P. L.; POLLE, A.; LEA, P. J.; AZEVEDO, R. A. Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. **Functional Plant Biology**, 32(6), 481–494, 2005. https://doi.org/10.1071/FP05016

GROSS, M. G. Carbon determination. In: CARVER, R. E. (ed.) **Procedure in sedimentar petrology**. New York: Wiley-Interscience. Cap.25, p.573-596, 1971.

GUAN, C.; CUI, X.; LIU, H. Y.; LI, X.; LI, M. Q.; ZHANG, Y.W. Proline Biosynthesis Enzyme Genes Confer Salt Tolerance to Switchgrass (*Panicum virgatum* L.) in Cooperation With Polyamines Metabolism. **Front Plant Science**, v. 14, p. 11-46, 2020. Doi: 10.3389/fpls.2020.00046

HARRIS, R. R.; SANTOS, M. C. F. Heavy metal contamination and physiological variability in the Brazilian mangrove crabs *Ucides cordatus* and *Callinectes danae* (Crustacea: Decapoda). **Marine biology**, v. 137, n. 4, p. 691-703, 2000.

HETTIARACHCHI, S. R.; MAHER, W. A.; KRIKOWA, F.; UBRIHIEN, R. Factors influencing arsenic concentrations and species in mangrove surface sediments from south-east NSW, Australia. **Environmental geochemistry and health**, v. 39, n. 1, p. 209-219, 2017.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. The Water-Culture Method for Growing Plants Without Soil. **Circular California Agricultural Experiment Station**, v. 347, p. 1-32, 1950.

HOTELLING, H. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. **Journal of Educational Psychology**, v. 24, n. 6, p. 417, 1993. https://doi.org/10.1037/h0071325.

HUANG, G. Y.; WANGA, Y. S. Physiological and biochemical responses in the leaves of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*) exposed to multiple heavy metals. **Journal of Hazardous Materials,** v.182, 848–854, 2010.

HUANG, H.; ZHAO, Y.; XU, Z.; ZHANG, W.; JIANG, K. Physiological responses of *Broussonetia papyrifera* to manganese stress, a candidate plant for phytoremediation. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 181, p. 18-25, 2019.

HUIHUI, Z.; XIN, L.; ZISONG, X.; YUE, W.; ZHIYUAN, T.; MEIJUN, A.; YUEHUI, Z.; WENXU, Z.; NAN, X.; GUANGYU, S. Toxic effects of heavy metals Pb and Cd on mulberry (*Morus alba* L.) seedling leaves:

Photosynthetic function and reactive oxygen species (ROS) metabolism responses. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.195, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110469.

IEMA, 2022. Decreto n° 5237-R, de 25 de novembro de 2022. Espécies de fauna Ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo. Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 2022. Disponível em: https://iema.es.gov.br/Media/iema/FAUNA/Decreto%205237-R_2022.pdf (iema.es.gov.br). Acesso em: 10 jun. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE. Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. 2015.

JEONG, H.; BYEON, E.; KIM, D. H.; MASZCZYK, P.; LEE, J. S. Heavy metals and metalloid in aquatic invertebrates: A review of single/mixed forms, combination with other pollutants, and environmental factors. **Marine Pollution Bulletin**, v. 191, p. 114959, 2023.

JEROME, F. C.; HASSAN, A.; OMONIYI-ESAN, G. O.; ODUJOKO, O. O.; Chukwuka, A. V. Metal uptake, oxidative stress and histopathological alterations in gills and hepatopancreas of Callinectes amnicola exposed to industrial effluent. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 139, p. 179-193, 2017.

JESUS D, W. B.; DE OLIVEIRA MOTA, T. D. S.; SOARES, S. H.; PINHEIRO-SOUSA, D. B.; DE OLIVEIRA, S. R. S.; TORRES, H. S., ... & NETA, R. N. F. C. Biomarkers and occurrences of heavy metals in sediment and the bioaccumulation of metals in crabs (*Ucides cordatus*) in impacted mangroves on the Amazon coast, Brazil. **Chemosphere**, v. 271, p. 129444, 2021.

JIANG, X.; WANG, C. Zinc distribution and zinc-bondong forms in Phragmites australis under zinc pollutiom. **Journal of Plant Physiology**, v. 165, p. 1618-1328, 2008.

JIMENEZ, J. A.; LUGO, A. E.; CINTRON, G. Tree mortality in mangrove forests. **Biotropica**, p. 177-185, 1985.

KABATA-PENDIAS, A. and PENDIAS, H. (1992) **Trace Elements in Soils and Plants**. 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton.

KASSAMBARA, A.; MUNDT, F. Factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses. *R package version*, v. 1, n. 5, 337-354, 2017.

KOCHEVA, K.; LAMBREV, P.; GEORGIEV, G.; GOLTSEV, V.; KARABALIEV, M. Evaluation of chlorophyll fluorescence and membrane injury in the leaves of barley cultivars under osmotic stress. **Bioelectrochemistry**, v. 63, p. 121–124, 2004.

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.

KÜPPER, H.; KÜPPER, F.; SPILLER, M. Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants. **Journal of Experimental Botany**, v. 47, n. 295, p. 259–266. https://doi.org/10.1093/jxb/47.2.259, 1996.

LACERDA, L. D. Trace metals in mangrove plantas: why such low concentrations? In Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa (B. Kjerfve, L.D. Lacerda & H. S. Diop, eds.). Unesco, Paris, p.171-178, 1997.

LE, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: an R package for multivariate analysis. **Journal of statistical software,** v. 25, p. 1-18, 2018.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Elsevier, Amsterdam, 1994.

LEÓN-MORALES, J. M.; PANAMÁ-RAYMUNDO, W.; LANGARICA-VELÁZQUEZ, E. C; GARCÍA-MORALES, S. Selenium and vanadium on seed germination and seedling growth in pepper (*Capsicum annuum* L.) and radish *(Raphanus sativus* L.). **Revista Biociencias**, v. 6, 2019.

LOPES, D. M. S. *et al.* Salinity variation effects on photosynthetic responses of the mangrove species *Rhizophora mangle* L. growing in natural habitats. **Photosynthetica**, v. 57, n. 4, p. 1142-1155, 2019.

LI, G.; XU, W.; KRONZUCKER, H. J.; SHI, W. Ethylene is critical to the maintenance of primary root growth and Fe homeostasis under Fe stress in Arabidopsis. **Journal of experimental botany**, v. 66, n. 7, p. 2041-2054, 2015.

LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. THE ECOLOGY OF MANGROVES. **ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS**, v. 5, n. 1, p. 39-64, 1974.

MACFARLANE, G. R.; BURCHETT, M. D. Photosynthetic Pigments and Peroxidase Activity as Indicators of Heavy Metal Stress in the Grey Mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 3, p. 233-240, 2001.

MACHADO, W.; Moscatelli, M.; REZENDE L. G.; LACERDA L. D. Mercury, zinc, and copper accumulation in mangrove sediments surrounding a large landfill in southeast Brazil. **Environmental Pollution**, Niterói, p. 455-461, ago. 2002.

MALAVOLTA, R. W.; VITTI, C. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. Esalq - USP, Piracicaba. 1997.

MARCHAND C., FERNANDEZ J.M., MORETON B. Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia) **Sci. Total Environ**., 562 (2016), pp. 216-227

MARKERT, B. Establishing of 'Reference Plant' for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprinting. **Water Air Soil Pollut** 64, 533–538, 1992.

MARQUES J. S. J.; RANGEL, T. P.; BRITO, F. P.; ALMEIDA, M. G.; SALOMÃO, M. S. M. B.; GOBO, A. A. R.; SOUZA-SANTOS, L. P.; ARAÚJO-CASTRO, C. M. V.; COSTA, M. F.; REZENDE, C. E. Geoquímica de Metais em Sedimentos da Zona Estuarina do Complexo Industrial Porto de Suape, PE – Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**. v. 11, n. 4, p. 379-387, 2011.

MARSCHNER, P. Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants (3rd ed.). Academic Press, 2012.

MARSDEN, I. D.; RAINBOW, P. S. Does the accumulation of trace metals in crustaceans affect their ecology—the amphipod example? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 300, n. 1-2, p. 373-408, 2004.

MCKEE, K. L. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. **American Journal of Botany**, v. 82, n. 3, p. 299-307, 1995.

MEDINA, E.; FERNANDEZ, W.; BARBOZA, F. Element uptake, accumulation, and resorption in leaves of mangrove species with different mechanisms of salt regulation. **Web Ecology**, v. 15, p. 3–13, https://doi.org/10.5194/we-15-3-2015, 2015.

MEJÍAS, C. L.; MUSA, J. C.; OTERO, J. Exploratory evaluation of retranslocation and bioconcentration of heavy metals in three species of mangrove at Las Cucharillas marsh, Puerto Rico. **Journal of Tropical Life Science**, v. 3, n. 1, p. 14-22, 2013.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. Editora Plêiade; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 1996.

MORAES, G. M.; MORTATTI, J; LOPES, R. A. Utilização de diferentes critérios para avaliação do potencial de biodisponibilidade de metais pesados em sedimentos de fundo do alto Tietê (São Paulo). **Brazilian Journal of Geology**, v. 41, p. 463-471, 2011.

MOREL, M.; CROUZET, J.; GRAVOT, A.; AUROY, P.; LEONHARDT, N.; VAVASSEUR, A.; RICHAUD, P. AtHMA3, a P1B-ATPase allowing Cd/Zn/Co/Pb vacuolar storage in Arabidopsis. **Plant Physiology**, v. 149, p. 894-904, 2009.

MORSE, J. W.; PRESLEY, B. J.; TAYLOR, R. J.; BENOIT, G.; SANTSCHI, P. Trace metal chemistry of Galveston Bay: water, sediments and biota. **Marine Environmental Research**, v. 36, n. 1, p. 1-37, 1993.

MOTA, T. A.; PINHEIRO, M. A. A.; EVANGELISTA-BARRETO, N. S.; DA ROCHA, S. S. Density and extractive potential of "uçá" - crab, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), in mangroves of the "Todos os Santos" Bay, Bahia, Brazil. **Fisheries Research**, v. 265, p. 106733, 2023.

MOUREAUX, C.; SIMON J.; MANNAERTS, G. *et al.* Effects of field contamination by metals (Cd, Cu, Pb, Zn) on biometry and mechanics of echinoderm ossicles. **Aquatic Toxicology,** v. 105, p. 698-707, 2011.

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**, [S.L.], v. 574, p. 369-380, jan. 2017.

NOBRE, C. R.; DE SOUZA PAÇO, M.; DE ALMEIDA DUARTE, L. F.; ORTEGA, A. D. S. B.; MORENO, B. B.; DE CAMARGO, T. F. T.; ...; PEREIRA, C. D. S. Systemic effects of settleable atmospheric particulate matter (SePM) on swamp ghost crab *Ucides cordatus*. **Science of The Total Environment**, v. 938, p. 173295, 2024.

NÓBREGA, N. E. F.; SILVA, J. G. F.; RAMOS, H. E. A.; PAGUNG, A. F. S. Balanço Hídrico Climatológico e Classificação Climática de Thornthwaite e Köppen para o Município de São Mateus – ES. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, 18., 2018, São Mateus. O Equilíbrio do fluxo hídrico para a agricultura irrigada sustentável: anais. São Mateus: ABID, 2008. Disponível em: https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/bitstream/item/248/1/1569-sao-mateus.pdf.

NOULAS, C.; TZIOUVALEKAS, M.; KARYOTIS, T. Zinc in soils, water and food crops**. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 49, p. 252–260, 2018.

NUALLA-ONG, A.; PHONGDARA, A.; BUAPET, P. Copper and zinc differentially affect root glutathione accumulation and phytochelatin synthase gene expression of Rhizophora mucronata seedlings:

Implications for mechanisms underlying trace metal tolerance. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 205, 2020.

ODOBAŠIĆ, A.; SESTAN, I.; BEGIC, S. Biosensors for determination of heavy metals in waters. In: Biosensors for Environmental Monitoring. **IntechOpen**, 2019.

OGAWA, E. F.; ROCHA, C. A. S. Sobre a fecundidade de crustáceos decápodos marinhos do Estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 16, n. 2, p. 101 -104,1976.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; WEEDON, J. Package 'vegan'. Community ecology package, version, 2(9), 2022. Disponível em: https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf

OLDHAM, V. E.; SIEBECKER, M. G.; JONES, M. R.; MUCCI, A.; TEBO, B. M.; LUTHER, G. W. The speciation and mobility of Mn and Fe in estuarine sediments. **Aquatic Geochemistry**, v. 25, p. 3-26, 2019.

OLIVEIRA, H. Chromium as an Environmental Pollutant: Insights on Induced Plant Toxicity. **Journal of Botany**. Aveiro, p. 1-8. mar. 2012.

PARIDA, A. K.; JHA, B. Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. **Trees**, v. 24, p. 199-217, 2010.

PASCOALINI, S. S.; LOPES, D. M. S.; FALQUETO, A. R.; *et al.* Iron and Manganese concentrations in leaf tissues of *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae): implications for energetic metabolism. **Revista De Biología Tropical**, v. 72, n. 1, 2024.

PASUPATHI, K.; KANNUPANDI, T. Larval development of *Macrophthalmus erato* De Man, 1887 (Brachyura Ocypodidae). **Hydrobiologia**, v. 169, p. 327-338, 1988.

PENHA-LOPES, G.; BARTOLINI, F.; LIMBU, S.; CANNICCI, S.; KRISTENSEN, E.; PAULA, J. Are fiddler crabs potentially useful ecosystem engineers in mangrove wastewater wetlands? **Marine pollution bulletin**, v. 58, n. 11, p. 1694-1703, 2009.

PERIN, G.; FABRIS, R.; MANENTE, S.; WAGENER, A. R.; HAMACHER, C.; SCOTTO, S. A five-year study on the heavy-metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation. **Water Research**, v. 31, n. 12, p. 3017-3028, 1997.

PINHEIRO, M. A. A.; FISCARELLI, A. G.; HATTORI, G. Y. Growth of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Brachyura, Ocypodidae). **Journal of Crustacean Biology**, v. 25, n. 2, p. 293-301, 2005.

PINHEIRO, M. A. A.; SANTOS, L. C. M.; SOUZA, C.A. Avaliação do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ucididae). **Livro Vermelho dos Crustáceos do Brasil: Avaliação 2010-2014**, 2016.

PINHEIRO, M. A. A.; SOUZA, F. V. B. D.; BOOS, H.; DUARTE, L. F. D. A. Cytotoxicity, genotoxicity, and impact on populations of the mangrove sentinel species, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae) after an environmental disaster at Cubatão, São Paulo, Brazil. **Nauplius**, v. 30, 2022.

PINHEIRO, M. A. A.; SILVA, P. P. G.; DUARTE, L. F. A.; ALMEIDA, A. A.; ZANOTO, F. F. Accumulation of six metals in the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea: ucididae) and its food source, the red mangrove *Rhizophora mangle* (Angiosperma: rhizophoraceae). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 81, p. 114-121, 2012.

PORTO, L.; TOGNELLA, M. M. P.; LIMA, K. O. O. Fecundidade de *Ucides cordatus* (linnaeus, 1763) (crustacea: decapoda: brachyura) no norte do Espírito Santo, Brasil. **Enciclopedia Biosfera**, v. 18, n. 37, 2021.

POSCHENRIEDER, C.; GUNSÉ, B.; CORRALES, I.; BARCELÓ, J. A glance into aluminum toxicity and resistance in plants. **Science of the Total Environment**, v. 400, n. 1–3, p. 356–368, 2008. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.003

POWELL, J. **Multivariate Statistics.** Western Sydney University, Hawkesbury Institute for the Environment, 52 pp., 2019.

PRADO, A. Composição fenólica e atividade antioxidante de frutas tropicais. 2009. 107 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2009.

QUEIROZ, H.M., YING, S.C., BERNARDINO, A.F., BARCELLOS, D., N´OBREGA, G.N., OTERO, X.L., FERREIRA, T.O., 2021. Role of Fe dynamic in release of metals at Rio Doce estuary: unfolding of a mining disaster. **Mar. Pollut. Bull**. 166, 112267

R CORE TEAM. R: a Language and an Environmental for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/. 2019. Disponível em: https://www.R-project.org/. Acesso em: 10. jan. 2022.

RAMOS, R. J.; LEITE, G. R. Disposition of trace elements in the mangrove ecosystem and their effects on *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda). **BioMetals**, v. 35, n. 5, p. 853-873, 2022a.

RAMOS, R. J.; LEITE, G. R. Ecdysis as an auxiliary route for the removal of heavy metals in crustaceans: an experimental analysis with fiddler crabs (*Minuca burgersi*). **BioMetals**, p. 1-10, 2022b.

RIECKEN E BLAB (1989) in Lang, S.; Blaschke, T. 2009. Análise da Paisagemcom SIG. Tradução: Kux, H. 1a ed., São Paulo, Oficina de Textos. 423p.

ROCHA, C. H. S.; LIMA, T. B. Biometric differences in *Ucides cordatus* (LINNAEUS, 1763) (Crustacea; Brachyura; Ocypodidae) as an indicative of environmental stress. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.11, n.2, p.228-235, 2020.

RODRÍGUEZ, E. M.; MEDESANI, D. Pathological lesions in larvae hatched from ovigerous females of *Chasmagnathus granulata* (Decapoda, Brachyura) exposed to cadmium. **Experientia**, v. 50, p. 975-977, 1994.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 884 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 5 Manguezal RT-21, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 600 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio DoceRio DoceRio DoceRio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-36C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 422 pag. 2020.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Costeiro. RT-39C, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 349 pag. 2022.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Semestral – Seção 3 – Anexo 5 Manguezal. RT-42, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 205 pag. 2023.

SÁ, F.; LONGHINI, C. M.; COSTA, E. S.; DA SILVA, C. A.; CAGNIN, R. C.; DE OLIVEIRA GOMES, L. E.; LIMA, A. T.; BERNARDINO, A. F.; NETO, R. R. Time-sequence development of metal (loid) s following the 2015 dam failure in the Doce river estuary, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 769, p. 144532, 2021.

SAMPAIO, F. D. F. Aspectos reprodutivos relacionados à proteção jurídica do caranguejo *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Decapoda, Brachyura) no Espírito Santo. 2002. **M. Sc. graduation, Universidade Federal do Espírito Santo, Brazil. 90p**, 2002.

SANTOS, L. C. M.; BOOS, H.; SANO, E. E.; de FREITAS, D. M.; PINHEIRO, M. A. A. Management and conservation of the land crab *Cardisoma guanhumi* (Crustacea: Gecarcinidae) based on environmental and fishery factors: a case study in Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 30, n. 2, p. 389-403, 2022.

SATO, R.; ITO, H.; TANAKA, A. Chlorophyll b degradation by chlorophyll b reductase under high-light conditions. **Photosynthesis Research, v.** 126, p. 249–259, 2015.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; G. CINTRÓN. *Guia para estudos de áreas de manguezal: estrutura, função e flora*. São Paulo, **Caribbean Ecological Research**, 150p. + apêndices,1986.

SHANG, C.; ZHOU, Q.; NKOH, J. N.; *et al.* Integrated physiological, biochemical, and transcriptomic analyses of *Bruguiera gymnorhiza* leaves under long-term copper stress: Stomatal size, wax crystals and composition. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 281, 2024.

SHAO, J. *et al.* How does zinc improve salinity tolerance? Mechanisms and future prospects. Plants, v. 12, n. 18, p. 3207, 2023.

SHARMA, P; DUBEY, R. S. Toxicidade de chumbo em plantas. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 17, p. 35-52, 2005.

SHARMA, P.; JHA, A. B.; DUBEY, R. S.; PESSARAKLI, M. Reactive oxygen species, oxidative damage, and antioxidative defense mechanism in plants under stressful conditions. **Journal of Botany**, v. 2012, 1–26, 2012. https://doi.org/10.1155/2012/217037

SHARMA, S. S.; DIETZ, K-J.; MIMURA, T. Vacuolar compartmentalization as indispensable component of heavy metal detoxification in plants. **Plant, Cell and Environment**, v. 39, p. 1112-1126, 2016.

SHEALY JR, M. H.; SANDIFER, P. A. Effects of mercury on survival and development of the larval grass shrimp *Palaemonetes vulgaris*. **Marine Biology**, v. 33, n. 1, p. 7-16, 1975.

SCHERER, M. Gestão de Praias no Brasil: Subsídios para uma Reflexão. RGCI 13(1), 2013.

SCHMIDT, A. J. SCHMIDT, Anders Jensen. Estudo da dinâmica populacional do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea-Decapoda-Brachyura), e dos efeitos de uma mortalidade

em massa desta espécie em manguezais do Sul da Bahia. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, 2006.

SCHMIDT, A. J.; OLIVEIRA, M. A.; SOUZA, E. P.; MAY, M.; ARAÚJO, S. M. B. Relação entre abertura de galeria e comprimento de cefalotórax do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Crustacea-Decapoda-Brachyura). **Boletim Técnico Científico CEPENE**, v. 16, n. 1, p. 51-58, 2008.

SCHOLANDER, P.F. (1968), How Mangroves Desalinate Seawater. Physiologia Plantarum, 21: 251-261.

SCHROPP, S. J.; GRAHAM LEWIS, F.; WINDOM, H. L.; RYAN, J. D.; CALDER, F. D.; BURNEY, L. C. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. **Estuaries**, v. 13, p. 227-235, 1990.

SILVA, R. D.; OSHIRO, L. M. Y. Aspectos da reprodução do caranguejo guaiamum, *Cardisoma guanhumi* Latreille (Crustácea, Decapoda, Gecarcinidae) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, p. 71-78, 2002.

SILVA, M. A. S. Análise de impacto climático extremo, a partir de imagens de sensores remotos, nos manguezais da Reserva Municipal de Desenvolvimento Sustentável do Piraquê Açu-Mirim em Aracruz (ES). Dissertação - Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais. 2022.

SILVA, K. L. F. Avaliações de biomarcadores anatômicos e fisiológicos em plantas expostas ao arsênio. 2008.

SIMITH, D. J. B.; DIELE, K. O efeito da salinidade no desenvolvimento larval do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Decapoda: Ocypodidae) no Norte do Brasil. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 345-350, 2008.

SMIT, M. F.; VAN HEERDEN, P. D. R.; PIENAAR, J. J.; WEISSFLOG, L.; STRASSER, R. J.; KRÜGER, G. H. J. Effect of trifluoroacetate, a persistent degradation product of fluorinated hydrocarbons, on *Phaseolus vulgaris* and *Zea mays*. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 47, 623-634, 2009.

SOBRADO, M. A. Leaf characteristics and gas exchange of the mangrove *Laguncularia racemosa* as affected by salinity. **Photosynthetica**, v. 43, n. 2, p. 217-221, 2005.

SOUZA, I.; 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. D.; 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, p. 335–348, 2014. DOI:org/10.1007/s10646-014-1191-0.

SOUZA, V. L.; LIMA, V. L.; HAZIN, C. A.; FONSECA, C. K.; SANTOS, S. O. Biodisponibilidade de metais-traço em sedimentos: uma revisão**. Brazilian Journal of Radiation Sciences 3**, no. 1A (Suppl.). 2015.

SRIDHAR, B. B. M.; HAN, F. X.; DIEHL, S. V.; MONTS, D. L.; SU, Y. Effects of Zn and Cd accumulation on structural and physiological characteristics of barley plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 19, p. 15-22, 2007.

STIRBET, A.; GOVINDJE, E. 2011. On the relation between the Kautsky effect (chlorophyll *a* fluorescence induction) and Photosystem II: Basics and applications of the OJIP fluorescence transient. **Journal of Photochemistry and PhotoBiology**, v. 104, n. 1–2, 2011.

STRASSER, R. J.; TSIMILLI-MICHAEL M.; SRIVASTAVA, A. Analysis of the Chlorophyll a Fluorescence Transient. – In: PAPAGEORGIOU, G. C., GOVINDJE, E. (ed.:) **Chlorophyll *a* Fluorescence. Advances in Photosynthesis and Respiration**. Springer, Dordrecht, pp 321-362, 2004.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blüncher, EDUSP, 318 p. 1973.

SULTANA, N.; IKEDA, T.; R. ITOH. Effect of NaCl salinity on photosynthesis and dry matter accumulation in developing rice grains. **Environmental and Experimental Botany**, v. 42, p. 211-220, 1999.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. (2021). Fundamentos de Fisiologia Vegetal-6. Artmed Editora.

TANAKA, A; Tsuji, H. Changes in Chlorophyll a and b Content in Dark-Incubated Cotyledons Excised from Illuminated Seedlings. **Plant Physiology,** v. 68, p. 567-570, 1981.

TEIXEIRA, G. M.; FRANSOZO, V.; GÓES, J. M.; FERNANDES-GÓES, L. C.; HIROSE, G. L.; ALMEIDA, A. C.; FRANSOZO, A. Reproductive investment and multiple spawning evidence in the redfinger rubble crab *Eriphia gonagra* (Brachyura, Eriphioidea). **Nauplius**, v. 25, 2017.

TEMPLETON, D. M.; ARIESE, F.; CORNELIS, R.; DANIELSSON, L. G.; MUNTAU, H.; VAN LEEUWEN, H. P.; LOBINSKI, R. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements.

Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). **Pure and applied chemistry**, v. 72, n. 8, p. 1453-1470, 2000.

THANH-NHO N., MARCHAND C., STRADY E., VINH T.-V., NHU-TRANG T.-T. Metals geochemistry and ecological risk assessment in a tropical mangrove (Can Gio, Vietnam) **Chemosphere**, 219 (2019), pp. 365-382

THULEAU, S.; HUSSON, F. **FactoInvestigate: Automatic Description of Factorial Analysis**. R package version 1.7 2020. https://CRAN.R-project.org/package=FactoInvestigate.

TOGNELLA, M. P. P.; GONTIJO, A.B.P.L.; BARCELOS, U.D. Protocolo para cultivo de espécies de manguezal. In: RODRIGUES, T.A.; NETO, J.L.; GALVÃO, D.O. (org.). As Ciências do Mar em todos os seus Aspectos. ed. Atena, 2019. P. 144-157. DOI: 10.22533/at.ed.481190907411

TOGNELLA, M. P. P.; FALQUETO, A. R.; ESPINOZA, H. C. F.; *et al.* Mangroves as traps for environmental damage to metals: the case study of the Fundão dam. **Science of The Total Environment**, v. 806, n. 4, 2022.

TRIPATHI, R.D., TRIPATHI, P., DWIVEDI, S., KUMAR, A., MISHRA, A., CHAUHAN, P.S., NORTON, G.J., NAUTIYAL, C.S., 2014. Roles for root iron plaque in sequestration and uptake of heavy metals and metalloids in aquatic and wetland plants. Metallomics 6,1789–1800.

TUTEJA, N. Chapter twenty-four-mechanisms of high salinity tolerance in plants. **Methods Enzymol.**, v. 428, p. 419–438, 2007. https://doi.org/10.1016/S0076 6879(07)28024-3

UR RAHMAN, S.; QIN, A.; ZAIN, M.; MUSHTAQ, Z.; MEHMOOD, F.; RIAZ, L.; NAVEED, S.; ANSARI, M. J.; SAEED, M.; AHMAD, I.; SHEHZAD, M. Pb uptake, accumulation, and translocation in plants: Plant physiological, biochemical, and molecular response: A review. **Heliyon**, v. 10, n. 6, e27724, 2024. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e27724

US EPA. 2013. Revisions to the Unregulated Contaminant Monitoring Regulation (UCMR 3) for public water systems. EPA OW-2009-0090. US EPA, Washington, DC.

VARMA, S.; JANGRA, M. Heavy metals stress and defense strategies in plants: An overview. **Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry**, v. 10, n.1, p. 608-614, 2021.

VERÍSIMO, P.; BERNÁRDEZ, C.; GONZÁLEZ-GURRIARÁN, E.; FREIRE, J.; MUIÑO, R.; FERNÁNDEZ, L. Changes between consecutive broods in the fecundity of the spider crab, *Maja brachydactyla*. **ICES Journal of Marine Science**, v. 68, n. 3, p. 472-478, 2010.

WANG, J.; POSSW, A.; DONOVANW, T.J., *et al.* Biophysical properties and biomass production of grass under saline conditions. **Journal of Arid Environments**, v. 52, p. 447--456, 2002.

WEI, T.; SIMKO, V. corrplot: visualization of a correlation matrix. Versão 0.84. 2021. Disponível em: https://github.com/taiyun/corrplot

WEI, T.; SIMKO, V. R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92). 2021. https://github.com/taiyun/corrplot.

WELLBURN, A. R. The Spectral Determination of Chlorophylls a and b, as well as Total Carotenoids, Using Various Solvents with Spectrophotometers of Different Resolution. **Journal of Plant Physiology**,v. 144, p. 307-313, 1994.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **The journal of geology**, v. 30, n. 5, p. 377-392, 1922.

WHO WORLD HEALTH ORGANIZATION. Environmental Health Criteria 135, IPCS, Geneva. 1992.

WICKHAM, H. ggplot2. **Wiley interdisciplinary reviews: computational statistics**, v. 3 , n. 2, p. 180-185, 2011

WICKHAM, H.; BRYAN, J.; POSIT, P. B. C.; KALICINSKI, M.; VALERY, K.; LEITIENNE, C.; COLBERT, B.; HOERL, D.; MILLER, E. Package 'readxl': read Excel files. R package version 1.4. 2. 2023.

WICKHAM, H.; FRANÇOIS, R.; HENRY, L.; MÜLLER, K.; VAUGHAN, D.; POSIT, P. B. C. dplyr: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.0. 2023.

WOLANSKI, E.; MAZDA, Y.; RIDD, P. V. Mangrove hydrodynamics. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 35, n. 5, p. 491–505. 1992.

WOODROFFE, C. Mangrove sediments and geomorphology. **Tropical mangrove ecosystems**, v. 41, p. 7-41, 1992.

WU, J. P.; CHEN, H. C. Effects of cadmium and zinc on the growth, food consumption, and nutritional conditions of the white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone). **Bulletin Environmental Contamination Toxicology**, v. 74, p. 234-241, 2005.

XING, C. H.; ZHU, M. H.; CAI, M. Z.; LIU, P.; XU, G. D.; WU, S. H. Developmental characteristics and response to iron toxicity of root border cells in rice seedlings. **Journal of Zhejiang University Science B**, v. 9, n. 3, p. 261-264, 2008.

XUE, Q.; HARRISON, H. C. Effect of soil zinc, pH and cultivar on cadmium uptake in leaf lettuce (*Lactuca sativa* L. var. *crispa*). **Communications in Soil Science and Plant Analysis,** v. 22, p. 975–991, 1991.

YRUELA, I. Copper in plants. **Brazilian journal of plant physiology**, v. 17, p. 145-156, 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis.** Prentice Hall, 3 ed., University of Michigan, 662 pp., 1996.

ZULFIQAR, F.; ASHRAF, M. Proline Alleviates Abiotic Stress Induced Oxidative Stress in Plants. **Journal Plant Growth Regul.,** v. 42, p. 4629–4651, 2023. https://doi.org/10.1007/s00344-022-10839-3