

**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- 52/OUT 25

RSE2025 PMBA/FEST-UFES

Vitória,

Outubro de 2025

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

Dielle Meire de Santana Lopes

Eduardo Almeida Filho

Karen Otoni de Oliveira Lima

Laís Altoé Porto

Neilson Victorino de Brites Junior

Raquel Vidal dos Santos Leopoldo

Samira Leite

Sávia Soares Pascoalini

Uly Depolo Barcelos

Verônica D'Addazio Pinheiro

Brunna Rocha Martins

Ana Flávia de Moraes Bastos

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.....	9
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)	9
2.2.2	Diagnóstico sobre a fauna do manguezal, compartimento caranguejos	14
2.2.3	Diagnóstico de contaminação da vegetação do manguezal por metais nas áreas de estudo.....	19
2.3	HISTÓRICO DE ALTERAÇÕES E ADAPTAÇÕES DE METODOLOGIAS.....	22
2.4	ALTERAÇÕES NA MALHA, FREQUÊNCIA AMOSTRAL E ESCOPO REALIZADOS EM OUTUBRO DE 2024: CONSEQUÊNCIAS PARA AS ANÁLISES DA SÉRIE HISTÓRICA DE INDICADORES.....	23
3	RESULTADOS DOS INDICADORES	23
3.1	SEDIMENTOS.....	24
3.2	FLORA.....	43
3.3	BIORREMEDIAÇÃO.....	84
3.4	DECAPODA	169
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE OS ANOS DE MONITORAMENTO ACERCA DOS INDICADORES OBSERVADOS E O AMBIENTE MONITORADO	201
5	ITENS PREVISTOS E NÃO REALIZADOS: JUSTIFICATIVAS	206
6	REFERÊNCIAS	208

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) passou 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 *Talipariti pernambucense*, 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), *Rhizophora mangle* (Rh) e *Talipariti pernambucense* (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 2025.

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 65° 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 -30° C até o momento da extração.

Para as medições da produtividade primária (fluorescência da clorofila *a* e assimilação de CO₂), 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 ausente na parcela, foi selecionada aquela dominante (*Laguncularia racemosa* ou *Avicennia schaueriana* ou *T. 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	<i>R. mangle</i>
Piraquê-Açu	PA4E	<i>T. pernambucense</i>
Piraquê-Mirim	Todas	<i>R. mangle</i>
rio Doce	RD1, RD2, RD3	<i>T. pernambucense</i>
Barra Nova	BN1FE, BN1BE, BN2FD, BN2BD, BN3BD	<i>R. mangle</i>
Barra Nova	BN3FD	<i>L. racemosa</i>
São Mateus	SM1FD, SM1BD, SM2FD, SM1FE, SM1BE, SM2FE, SM2BE, SM3FE, SM3BE	<i>R. mangle</i>
São Mateus	SM3FE, SM3BE	<i>L. racemosa</i>
São Mateus	SM4E	<i>T. pernambucense</i>

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.*

guanhumí. 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. guanhumí* na faixa supratidal e pelo fato da espécie estar ameaçada de extinção por perda de habitat e sobreexploração, 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/m²); 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. guanhumí*. 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, dez fêmeas ovígeras de *U. cordatus* foram coletadas nos estuários dos rios Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Mariricu e São Mateus e de *C. guanhumí* 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, crioadestesiadas (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 (NACIO) 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 estereoscópio 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 estereoscópio 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.

Cultivo - Propágulos de *R. mangle* foram coletados em diferentes indivíduos adultos no manguezal da Guaxindiba, região localizada foz natural do rio Itaúnas, por esforço intensivo nas duas margens do rio. Após a coleta, os propágulos foram transportados para o laboratório de Ecologia do Ecossistema Manguezal (CEUNES/UFES) e foram triados, lavados em água corrente com detergente neutro para retirar resíduos de lama e areia, bem como micro-organismos e identificados. Após a lavagem inicial, os propágulos passaram pelo processo de assepsia pela imersão em solução de hipoclorito de sódio a 2,5% durante 10 minutos seguido de tríplice enxágue. Após a assepsia, foi mensurado o comprimento

(cm) por meio de trena calibrada e peso fresco (g) aferido em balança analítica com precisão de 0,001g e diâmetro (mm) com auxílio de paquímetro digital. Após esta, etapa os indivíduos sem avarias foram selecionados para implantação do experimento.

Para avaliar o efeito do ferro e manganês no desenvolvimento e fisiologia de plântulas de *R. mangle*, os propágulos coletados foram levados à casa de vegetação, localizada no CEUNES/UFES. O delineamento experimental foi em blocos casualizados (DBC), distribuídos em seis tratamentos, com seis repetições por concentração, resultando em 36 parcelas experimentais para cada metal. Cada bloco é constituído por seis vasos, cada vaso representa um tratamento.

Inicialmente os propágulos foram cultivados tendo como substrato solução de Hoagland e Arnon (1950) modificada, seguindo o protocolo definido por Tognella *et al.* (2019). Após quatro meses, os meios de cultivo existentes foram trocados para todas as amostras sendo, então, adicionadas à solução nutritiva de Hoagland e Arnon (1950) diferentes concentrações de Fe na forma de cloreto de ferro (FeCl_3). Isto resultou nos seguintes tratamentos, baseados na concentração final de Fe: (1) - 0 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (2) - ; (3) - 315 $\mu\text{mol L}^{-1}$; controle (4) - 630 $\mu\text{mol L}^{-1}$; (5) - 945 $\mu\text{mol L}^{-1}$; e (6) - 1260 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de Fe sendo o pH da solução ajustado a $5,5 \pm 0,2$.

O manganês, utilizado na forma de sulfato de manganês (MnSO_4), resultou nos seguintes tratamentos: (1) - 0 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (2) - controle; (3) - 370 $\mu\text{mol L}^{-1}$; (4) - 740 $\mu\text{mol L}^{-1}$; (5) - 1110 $\mu\text{mol L}^{-1}$; e (6) - 1480 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de Mn sendo o pH da solução ajustado a $5,5 \pm 0,2$.

As concentrações do controle para Fe e Mn são as indicadas na solução de Hoagland e Arnon (1950).

Para avaliar o efeito sinérgico entre ferro e manganês, foram testadas diferentes concentrações dos metais. As condições avaliadas foram: ausência de metais, correspondente a 0 $\mu\text{mol L}^{-1}$; um controle, representando a solução de Hoagland e Arnon (1950); e quatro combinações de concentrações crescentes. Essas combinações incluíram 315 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de ferro e 370 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de manganês; 630 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de ferro e 740 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de manganês; 945 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de ferro e 1110 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de manganês; e, por fim, 1260 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de ferro e 1480 $\mu\text{mol L}^{-1}$ de manganês.

Mensalmente são monitorados os parâmetros morfológicos (comprimento do epicótilo e número de folhas) e a fluorescência da clorofila *a*. Ao final do experimento serão analisados concentração de metais nos diferentes compartimentos das plântulas, assimilação de carbono e trocas gasosas, área foliar e pigmentos fotossintetizantes. A aquisição destes parâmetros será realizada apenas ao final, pois se trata de processos destrutivos.

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 nítrico-perclórica e foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica (BLANCHARD *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 ($\pm 0,5000$ ou $\pm 1,0000$ 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[•], 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 μ L, 25 μ L e 35 μ L de cada ST, em cubetas contendo 3,0 mL de solução metanoica de DPPH[•] 0,2 mmol. L⁻¹ e a reação foi mantida ao abrigo da luz durante 60 minutos antes das medidas espectrofotométricas. Todos 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 μ L, 25 μ L ou 35 μ L 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:

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

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 -30° C foram trituradas em nitrogênio líquido (N₂) 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 (CaCO₃). Imediatamente após esse processo, os tubos de ensaio foram acondicionados em temperatura de 2° C por 24 h para extração completa dos pigmentos (modificado de ARAR, 1997). Depois disso, as amostras foram filtradas e o sobrenadante armazenado em frascos âmbar à -30° 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:

$$\text{Clorofila } a = (12,25 \times A_{663} - 2,79 \times A_{645})$$

$$\text{Clorofila } b = (21,5 \times A_{645} - 5,1 \times A_{663})$$

$$\text{Carotenoides} = (1000 \times A_{470} - 1,82 \times \text{Clor } a - 85,02 \times \text{Clor } b / 198)$$

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, conseqüentemente, 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 cliques 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 μ s, 300 μ s, 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 CO₂ utilizou-se medidor portátil de fotossíntese (Infrared gas analyzer, IRGA) modelos LCi, LCi T e Lcpro T (ADC, Bio Scientific Ltd. Hoddesdon, England). O parâmetro analisado neste relatório foi a assimilação de CO₂ (A - μ mol m⁻² s⁻¹) possibilitando 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 2025.

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 pacote 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 espécie é monitorada a partir do Novo Ciclo do PMBA/Fest. As análises foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2022) e os pacotes utilizados foram ds (ARNHOLD, 2019) e corrrplot (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* foram metais foliares (Mn, Fe, Zn, Pb e Cu), Fator de bioacumulação dos metais (Mn, Fe, Zn, Pb, Al e Cu) e salinidade intersticial; sendo as mesmas examinadas para *L. racemosa* com a adição das 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 uma forma geométrica diferente com uma determinada tonalidade para definir baixo, médio ou alto nível de A e PI_{Total} . A apresentação de ambas as variáveis foi realizada num mesmo mapeamento para cada um dos 11 períodos analisados permitindo a comparação por ano e ainda as mudanças ao longo dos anos. 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 8 períodos. Foi escolhido um símbolo geométrico (círculo) 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*, *Avicennia schaueriana* 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 habitada 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, uma vez 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

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

Comprimento do cefalotórax

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

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 e 2024/2025; e seco 2019, 2021, 2022, 2023 e 2024) 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 Bartlett, 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 ($LC \leq 45$ 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 $LC \leq 55$ 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 de 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 seja 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 entregues na planilha de dados brutos.

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, 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 $Z = (Y_i - \bar{Y})/s$, em que Z representa o valor padronizado adimensional, Y_i corresponde ao valor da amostra i para a variável original Y , e \bar{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 de Pearson 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 todos os períodos chuvosos e secos em cada estuário para averiguar a relação entre essas variáveis. A Análise de Redundância (RDA) foi realizada para explorar as relações entre os parâmetros populacionais

(densidade e largura média da carapaça), as propriedades do sedimento (granulometria, carbonato de cálcio e matéria orgânica), a salinidade intersticial, a concentração (mg/kg) de As e metais no sedimento (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 *easynova* (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:

$$F = N * (P/PS) \text{ (Equação 3)}$$

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 e 2025), 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 possível 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 e cores diferentes para o estágio adulto e juvenil, segundo a largura do cefalotórax e formas geométricas diferenciadas 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 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 apícuns, 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 °C 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 CaCO₃ 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:

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

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 HNO₃ em tubos de Teflon com o uso do forno micro-ondas (CEM, MARX X-PRESS) seguindo os seguintes parâmetros: 1ª rampa de temperatura 25°C a 175°C em 5:30min. e a 2ª rampa de 25°C a 175°C 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 (Bartlett). 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 e 2024/2025; e seco 2019, 2021, 2022, 2023 e 2024) 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, 2023, versão 4.3.2) 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.

Cultivo Taxa de Crescimento:

A taxa de crescimento (TC) é calculada pela fórmula: $TC = \frac{\Delta C}{\Delta T}$ Onde, ΔC corresponde à variação da altura (em cm) e ΔT (tempo em dias) refere-se ao intervalo entre as observações. A taxa de crescimento relativo (TCR), diferentemente da TC, leva em consideração o peso dos indivíduos, sendo balizada como:

$$TCR = \left[\frac{(\ln Ps1 - \ln Ps2)}{(Ti - Tf)} \right], \text{ onde:}$$

Ps1: peso seco inicial (g),

Ps2: peso seco final (g),

Ti, Tf = tempos inicial e final (dias).

Ps1 e Ps2 correspondem, respectivamente, ao peso seco em gramas do indivíduo no início e ao final do experimento, isto é, em Ti e Tf (MCKEE,1995). O peso seco inicial (Ps1) foi obtido com base nos 134 propágulos que não foram utilizados no experimento. A massa seca destes propágulos foi utilizada na elaboração da curva de regressão para correlação com os propágulos do experimento.

Parâmetros fisiológicos

A fluorescência transiente da clorofila *a* e a assimilação de carbono correspondem aos parâmetros fisiológicos que vão identificar a eficiência do indivíduo na utilização da água, nutrientes e luz para a elaboração de biomassa líquida. Tendo em vista que todas as réplicas estavam sob mesmas condições ambientais (i.e., luz, nutrientes e temperatura), espera-se que as diferenças observadas nestes parâmetros entre os tratamentos representem a interferência do elemento em maior concentração na solução, neste caso, o ferro/manganês sobre a produção primária líquida. A análise destes parâmetros segue o protocolo estabelecido em análises fotossintéticas.

Análise nutricional

Ao final do experimento, as plântulas de cada tratamento serão separadas em quatro compartimentos (raiz, folhas, epicótilo e hipocótilo). A análise laboratorial destes parâmetros segue o protocolo estabelecido para análise de metais foliares.

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.

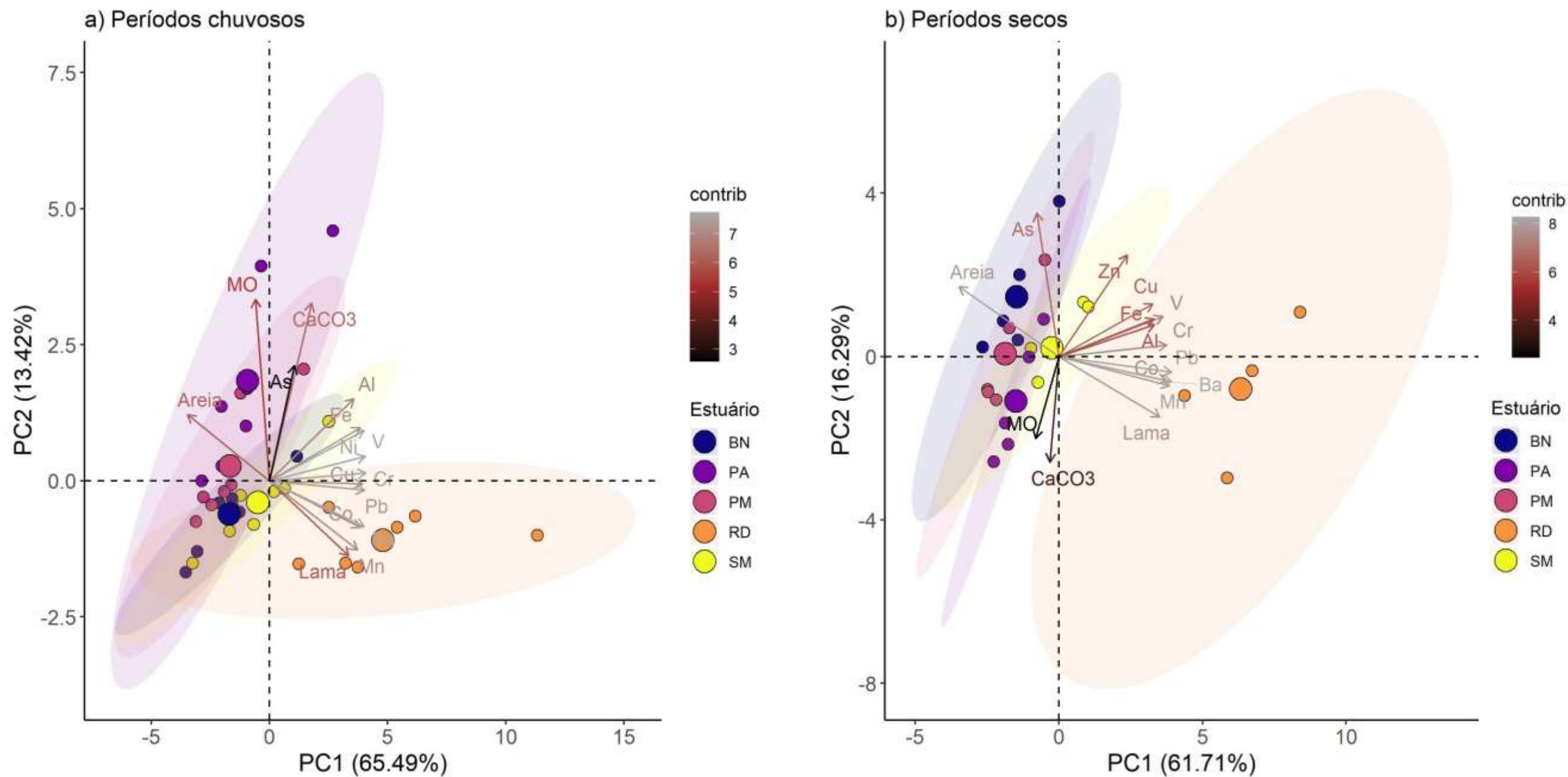
3 RESULTADOS DOS INDICADORES

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/2025) 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 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 como se segue:

3.1 SEDIMENTOS

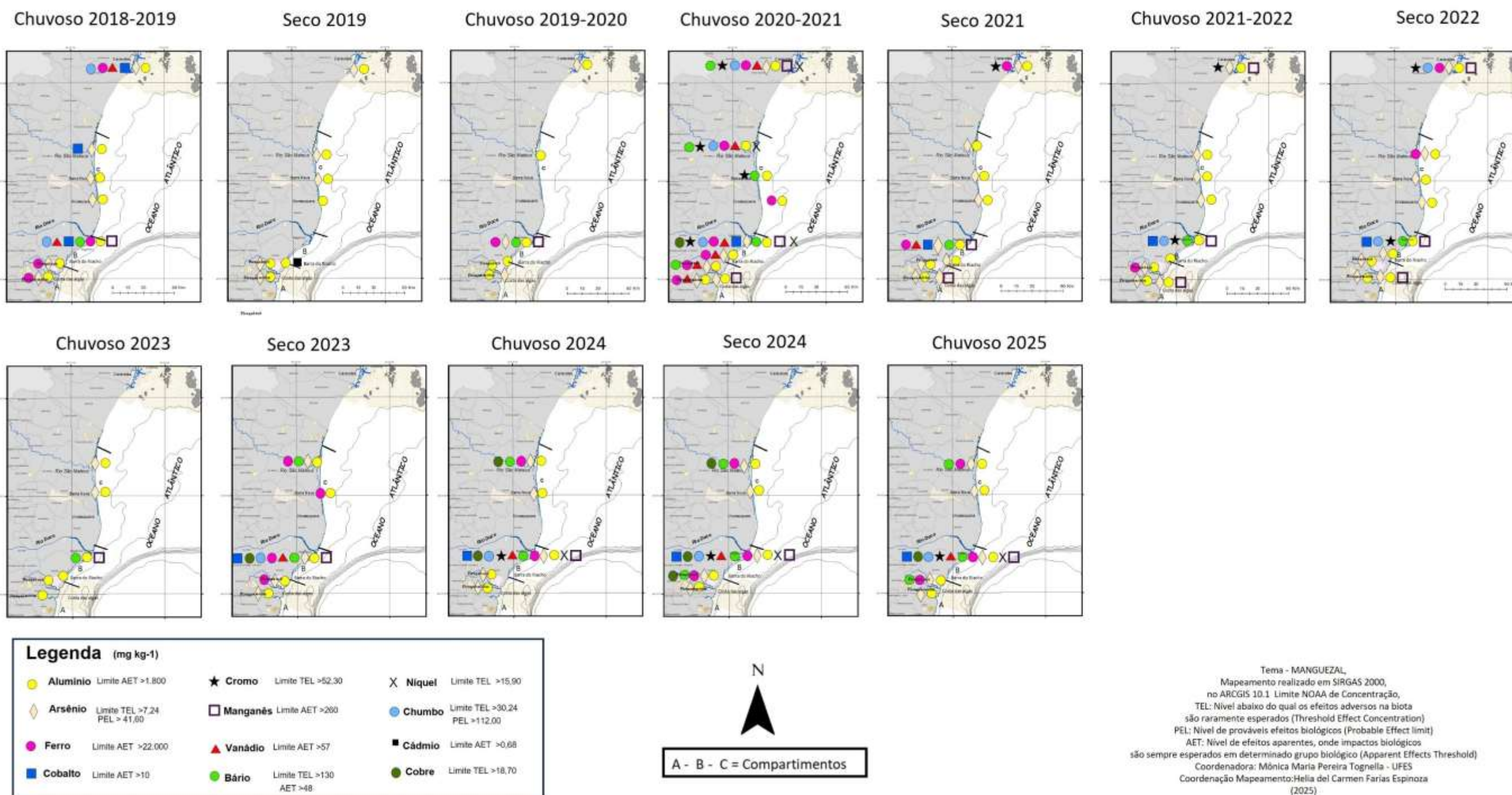
Figura 1: Indicador Abiótico Sedimentos - Análise de componente principal (PCA), usando a função biplot com a contribuição de cada variável, utilizando as concentrações de metais nos sedimentos (mg kg^{-1}), teor de matéria orgânica (MO - %), teor de carbonato de cálcio (CaCO_3 - %) e granulometria (areia (%) 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) e chuvoso_24/25 (outubro/2024 – março/2025/ Ano 7)) (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) e seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 6)) (b) nos manguezais 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; Pb: chumbo; Co: cobalto; Cr: cromo; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Ni: níquel; V: Vanádio; e Zn: zinco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos das PCAs.



As associações entre as variáveis analisadas nos sedimentos dos estuários do Tema Manguezal estão dispostas nas PCAs da Figura 1, com distinção entre os períodos chuvosos (Figura 1A) e secos (Figura 1B). A clara separação dos estuários sugere diferenças geoquímicas e sedimentares entre as áreas analisadas. As componentes principais PC1 e PC2 explicam respectivamente 65,49% e 13,42% da variação dos dados dos períodos chuvosos, correspondendo a variância total dos dados de 78,91% (Figura 1A). A PC1 (eixo x) está mais associada a contaminação, já que sua formação é principalmente associada aos metais, majoritariamente aos elementos Cr, Ni, V e Ba. O eixo y (PC2) é formado principalmente por variáveis naturais, com destaque para matéria orgânica (MO) e carbonato de cálcio (CaCO_3). Por sua vez, a PCA dos períodos secos (Figura 1B) apresentou explicação de 78% da variação dos dados coletados, com contribuição de 61,71% e 16,29% para os eixos PC1 e PC2, respectivamente. Pb, Ba, Mn e Cr foram as maiores contribuições para o eixo x, sendo este o mais relacionado a contaminação, enquanto As, CaCO_3 , Zn e MO contribuíram para formação do eixo y. Os resultados reforçam a variabilidade temporal da contaminação e comportamento distinto dos contaminantes em função das alterações dos parâmetros ambientais, como por exemplo, salinidade. Vale ressaltar que o arsênio apresenta comportamento distinto dos outros elementos, visto que a foz do rio Doce (RD) possui as menores concentrações do metalóide quando comparado com as outras áreas. O arsênio possui maior destaque no eixo y na PCA dos períodos secos em relação aos períodos chuvosos. Este comportamento pode estar relacionado a alterações nas condições redox do sedimento oriundas das mudanças do aporte hídrico nos períodos secos, que afetam diretamente na mobilidade do elemento arsênio (Hettiarachchi *et al.*, 2017). Independentemente do período, os metais permanecem mais correlacionados a foz do rio Doce (RD - Compartimento B), área que, no geral, apresentou as maiores concentrações dos elementos durante o monitoramento PMBA/Fest, identificando-a como fonte da contaminação. Esta região abriga diversos elementos com concentrações resultando em impactos biológicos (FEST 2025). A análise dos centroides (círculos maiores) em cada estuário indica que a localização geográfica e similaridades hidrodinâmicas aproximam os estuários do compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), principalmente nos períodos secos, onde são observadas concentrações de metais relativamente mais baixas em Piraquê-Açu, e consequentemente, maior associação deste estuário com as variáveis naturais MO e CaCO_3 . Isto demonstra o quanto os períodos chuvosos são mais significativos para o incremento das concentrações dos metais na região. Assim como ocorre em Piraquê-Açu, o manguezal de Barra Nova (BN – Compartimento C) é influenciado pela sazonalidade, apresentando maior correlação com os metais nos períodos chuvosos e consequente proximidade com o manguezal de São Mateus (SM), que após a foz do rio Doce (RD), representa a região mais contaminada dentre as analisadas. Conforme detalhado em FEST 2025, SM tem apresentado associação com diversos metais também nos períodos secos mais recentes (seco/2023 e seco/2024). Sendo assim, a análise das PCAs traduz os efeitos da sazonalidade sob a foz do rio Doce e os manguezais dos Compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus), indicando que os períodos chuvosos detêm a maior espacialidade da contaminação por metais.

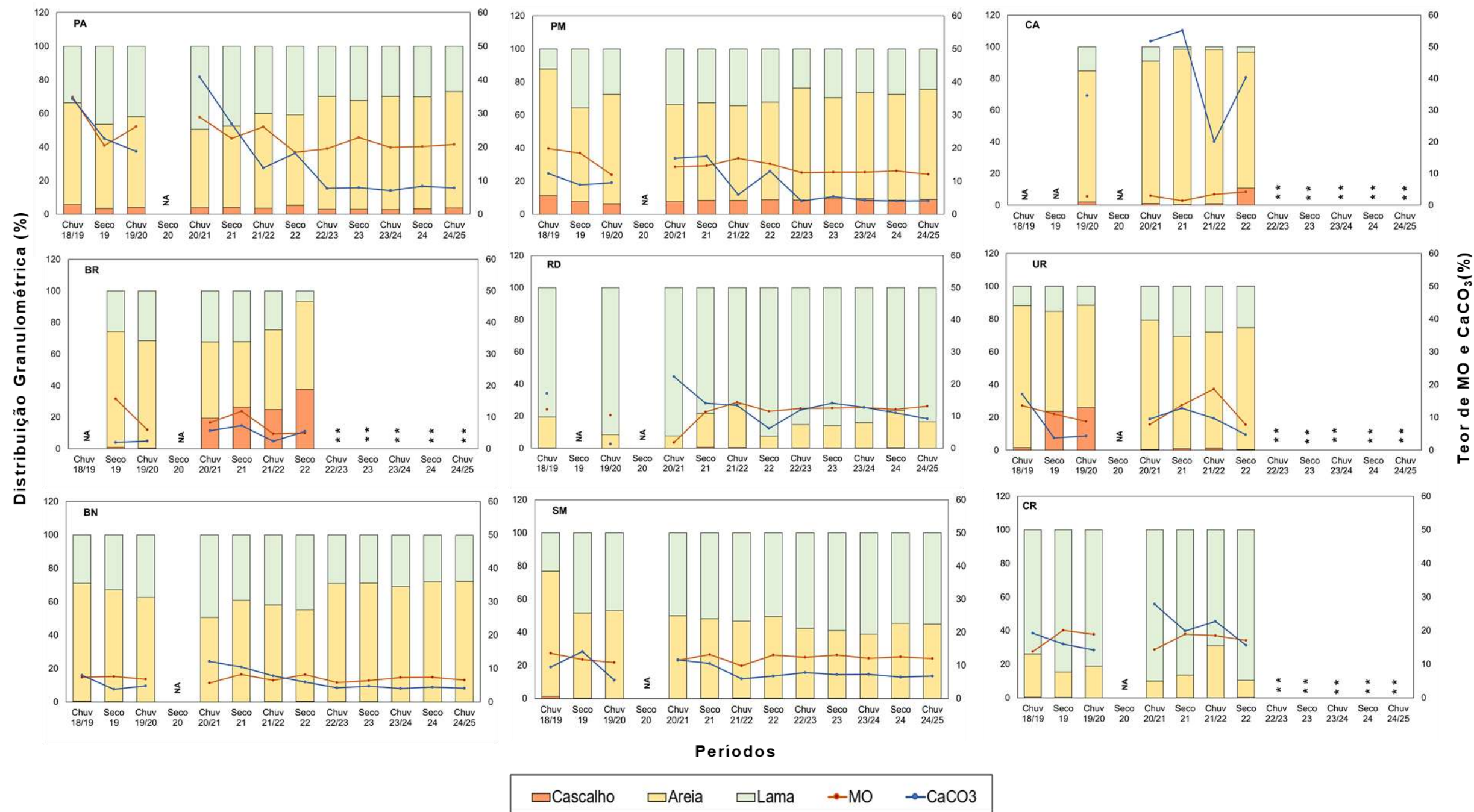
Figura 2: Indicador Abiótico Sedimentos - Mapa temático da concentração dos metais alumínio, arsênio, ferro, cobalto, cromo, manganês, vanádio, bário, níquel, chumbo, cádmio e cobre (mg kg^{-1}) nos sedimentos na profundidade de 0 a 5 cm considerando os períodos chuvosos (chuvoso_18/19 (outubro/2018 – 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.

Comparações metais no sedimento (0-5 cm)



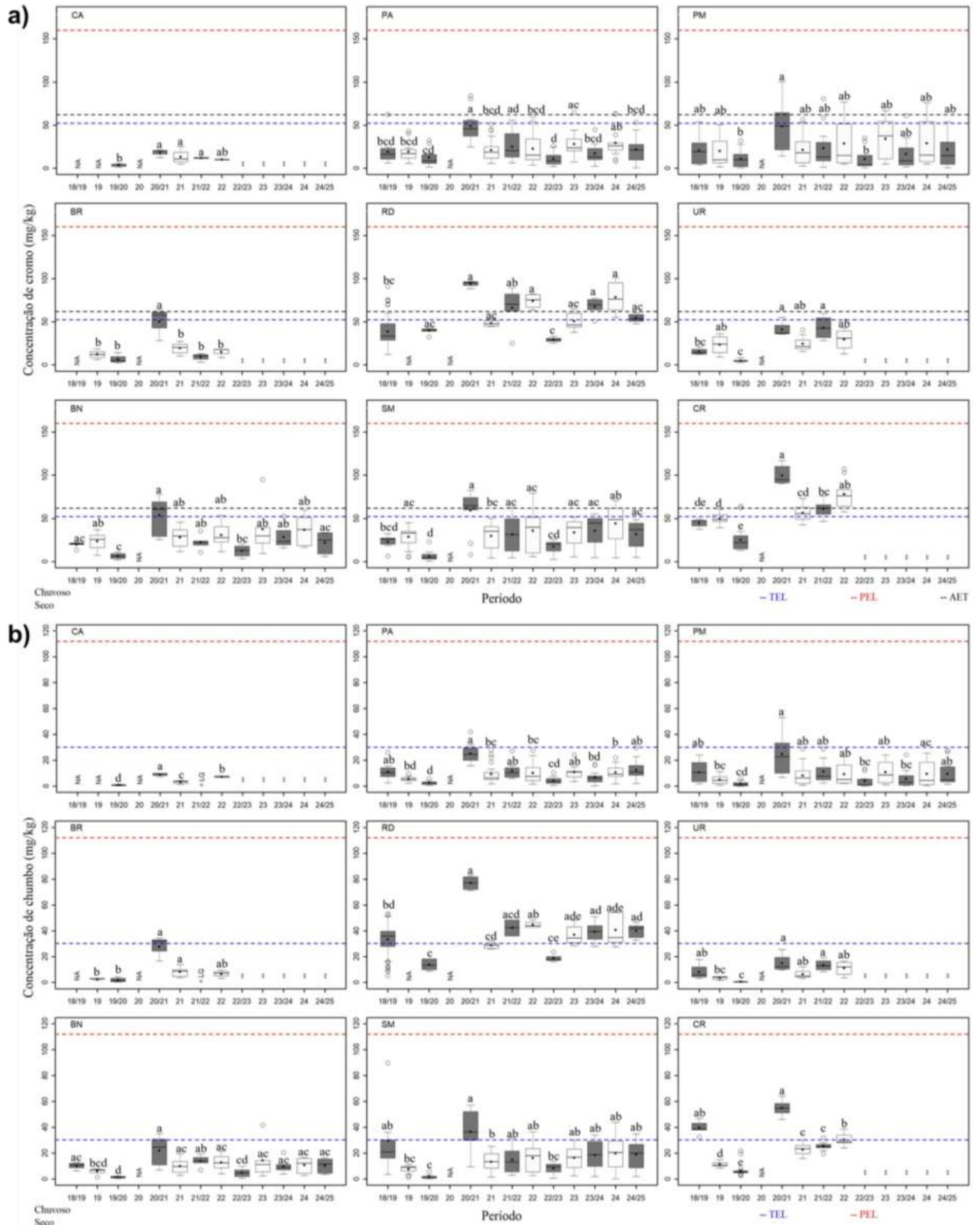
Os metais ditos essenciais são fundamentais para os organismos, pois atuam diretamente nos processos fisiológicos de plantas e animais, no entanto podem ser tóxicos em concentrações muito elevadas. Por sua vez, os metais não essenciais apresentam toxicidade ainda que em baixas concentrações (TEMPLETON *et al.*, 2000). A aplicação dos limites estabelecidos pela NOAA (TEL, PEL e AET) é uma das maneiras de mensurar a toxicidade de um elemento ou composto químico, determinam as concentrações onde possíveis impactos à comunidade biótica são esperados (BUCHMAN, 1999). O mapeamento descreve a avaliação espacial e temporal dos elementos monitorados pelo Tema Manguezal ao longo da linha de costa no litoral norte do Espírito Santo e em Caravelas (Figura 2), este local monitorado até o seco/22 (FEST 2023). Nota-se que o período chuvoso 2020/2021 indica o momento com maior abrangência espacial da contaminação por metais (FEST, 2025), os dados dos quatro últimos períodos (do seco/23 ao chuvoso 24/25) descrevem contaminação contínua de Al, As, Ba e Fe para os compartimentos A, B e C (com exceção de Ba e Fe no Compartimento A durante o período chuvoso/24). Na foz do rio Doce (RD), região mais impactada, destacam-se também a contaminação por Mn, Ni, Co, Cu, Cr, V e Pb. Este comportamento identifica contaminação crônica na zona costeira e os manguezais funcionando como ambientes de mitigação deste impacto. Ressalta-se, ainda que os sedimentos de manguezais apreentem características físico-químicas favoráveis para a adsorção e retenção de metais. A descarga constante de concentrações elevadas de metais representa risco latente a toda zona costeira, pois processos associados a remobilização e desmatamento da floresta de mangue geram mudanças das condições redox, influenciando diretamente na biodisponibilidade dos metais (FURUKAWA & WOLANSKI, 1996).

Figura 3: Indicador Abiótico Sedimentos - 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) ; chuvoso_23/24 (outubro/2023 – março/2024/ Ano 6)) e chuvoso_24/25 (outubro/2024 – março/2025/ Ano 7) 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)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. NA: período não amostrado. (**):Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. NA: período não amostrado. (**):Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor.



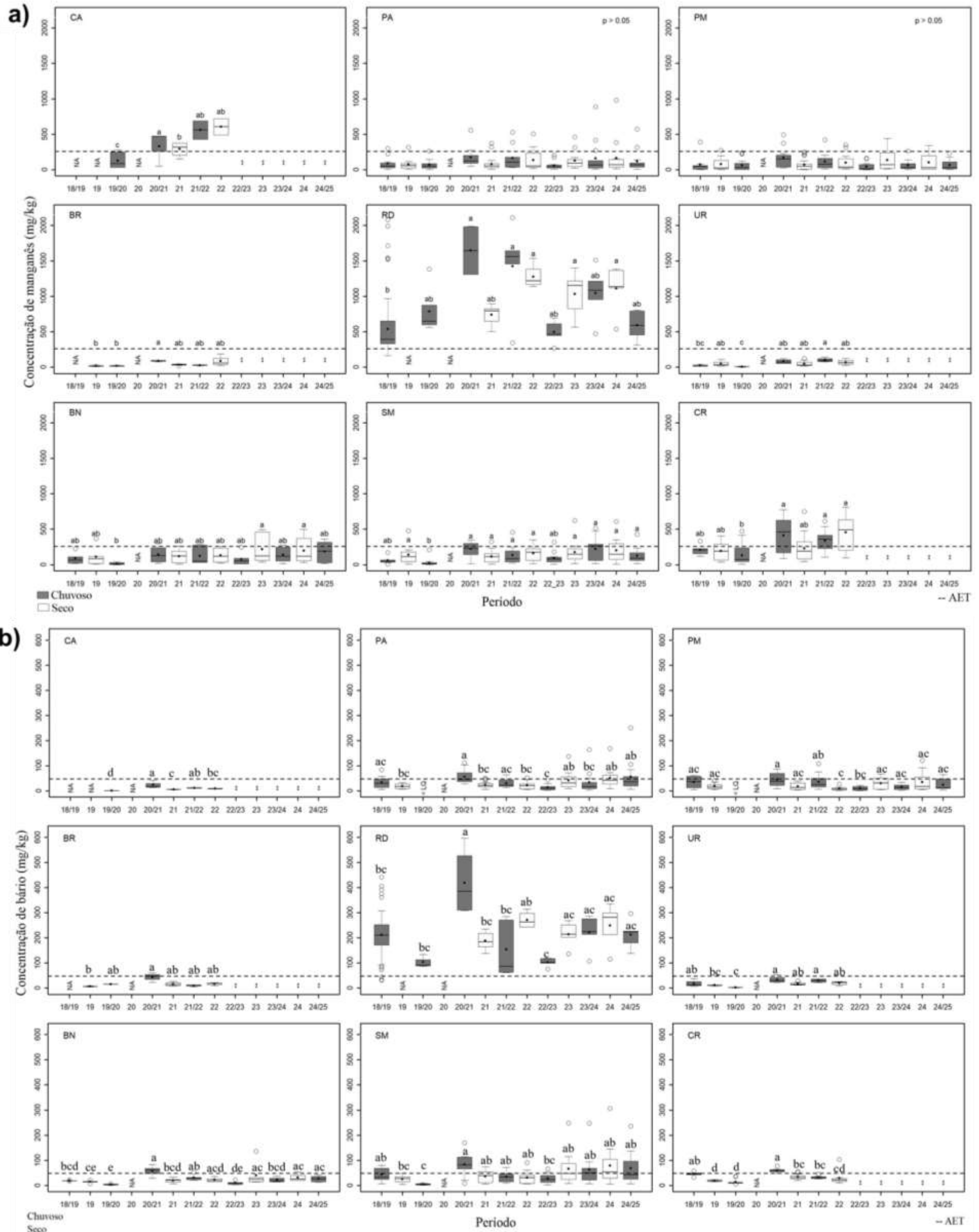
Os processos de ressuspensão, transporte e deposição dos sedimentos dos manguezais são controlados principalmente pela hidrodinâmica local, sendo as marés e correntes fluviais as principais forças atuantes nos manguezais (WOLANSKI *et al.*, 1992). No geral, os sedimentos deste ecossistema apresentam granulometria fina e altos teores de matéria orgânica, características consideradas ideais para a adsorção e retenção de metais (BRUGNARA, 1977; PERIN, 1997). Porém, a disponibilidade destes elementos para o meio biótico pode ser acessada por meio de alterações no comportamento dos carbonatos, da matéria orgânica e dos óxidos de ferro e manganês (SOUZA *et al.*, 2015; FARIAS *et al.*, 2007). A compreensão das características físico-químicas dos sedimentos dos manguezais é essencial para a interpretação da dinâmica biogeoquímica e ecológica destes ecossistemas. Entre os estuários analisados durante o monitoramento PMBA/Fest-UFES, o estuário de Piraquê-Açu (PA) apresentou os maiores teores de matéria orgânica (23,37%). As bacias associadas a esse manguezal indicam aporte de MO superior ao observado nas áreas de franja. Os elevados teores de matéria orgânica favorecem a adsorção de metais aos sedimentos, o que pode ser um dos fatores para Piraquê-Açu indicar as maiores quantidades de metais entre os estuários do Compartimento A Costa das Algas (CA), monitorado até o período seco/22 apresenta os resultados médios mais elevados para CaCO_3 (40,43%) e areias (90,81%), sendo manguezal costeiro. A foz do rio Doce e os manguezais de Caravelas (CR) possuem as maiores contribuições médias de sedimentos finos (lama > 80%). Dentre os estuários do Compartimento C, Barra Nova (BN) apresenta granulometria arenosa-lamosa (areia: 64,94% e lama: 34,96%) enquanto São Mateus (SM) possui granulometria lamosa-arenosa (areia: 48,83% e lama: 51,02%), sendo este último mais propício a retenção de metais. As diferenças granulométricas, e dos teores de matéria orgânica entre os estuários auxiliam na compreensão da distribuição dos metais nas áreas analisadas, visto que ainda se localizam no mesmo compartimento, apresentam comportamentos distintos quanto à assimilação destes compostos no meio abiótico. Os resultados de granulometria durante o monitoramento em todos os estuários não indicam alterações na dinâmica de transporte de sedimentos, descrevendo ausência de interferências no fluxo fluvial à montante.

Figura 4: Indicador Abiótico Sedimentos - 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) e 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); seco_24 ((abril/2024 – julho/2024/Ano 6)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), rio Doce(RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES.. As letras indicam diferentes grupos estatísticos ($p < 0,05$). NA: Não amostrado. < LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação. (**):Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (*Threshold Effect Level*). PEL: Nível de prováveis efeitos (*Probable Effect Level*) e AET (*Apparent Effects Threshold*): Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico



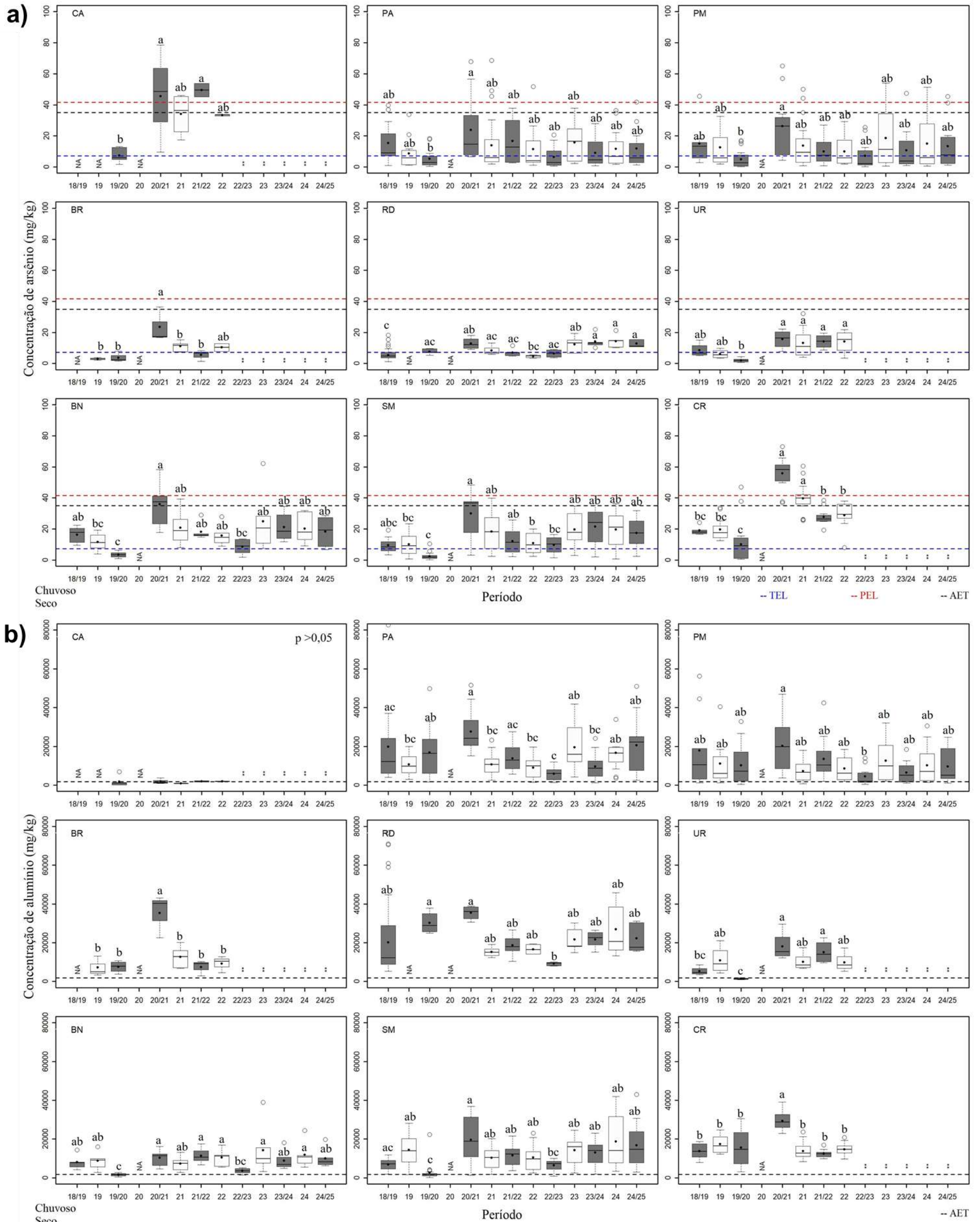
O elemento Pb apresenta toxicidade para diversos organismos (GBARUKO; FRIDAY, 2007). Segundo Sharma e Dubey (2005), concentrações elevadas deste metal interferem no desenvolvimento das plantas, causando redução do crescimento e inibição da fotossíntese. No último período monitorado (chuvoso 24/25) observou-se aumento da concentração deste elemento nos estuários do compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) em relação aos dois períodos anteriores (seco/2024 e chuvoso 23/24). São Mateus (SM – Compartimento C) aderece estabilidade nas concentrações de Pb, no entanto, mais elevadas do que aquelas observadas no compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim). O elemento Cr, metal também considerado não essencial, apresentou redução em todos os estuários quando comparado com o período anterior (seco/24), ainda que indique contaminação na foz do rio Doce (RD – Compartimento B). O excesso de Cr reduz significativamente a biomassa das plantas, e tende a se acumular nos tecidos vegetais aéreos (COSTA *et al.*, 2021). Além disto, o período chuvoso 24/25 também apresentou maior associação de Pb e Cr com as áreas de bacia dos manguezais analisados, exceto em São Mateus (SM), onde os resultados das franjas para os dois metais são mais elevados.

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 a 5 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)ve 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); seco_24 ((abril/2024 – julho/2024/Ano 6)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), rio Doce(RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. 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: Não amostrado. (**):Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. AET (*Apparent Effects Threshold*): Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico.



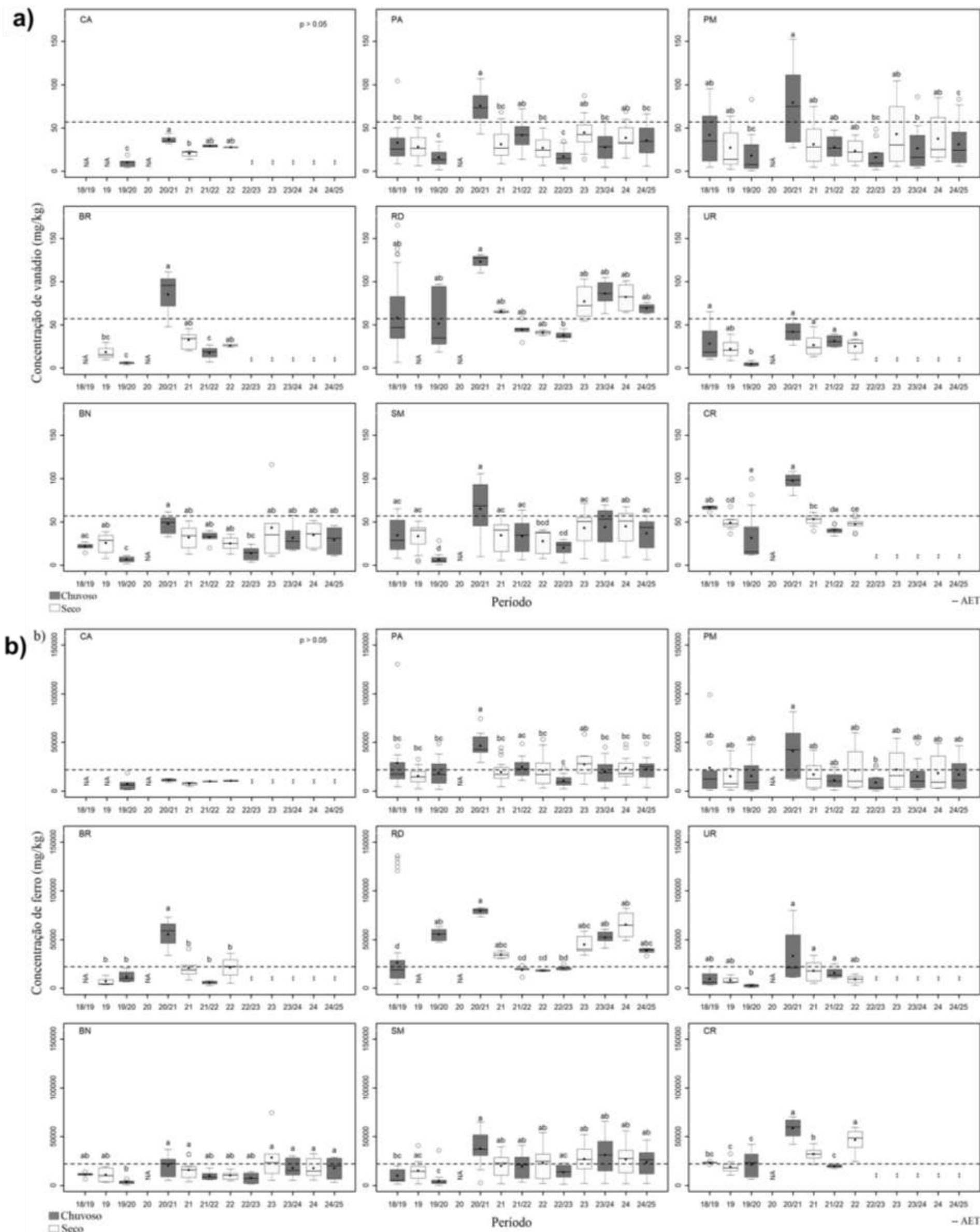
Os metais Mn e Ba estão diretamente ligados ao MLD da barragem de Fundão (SÁ *et al.*, 2015). A distribuição das concentrações de manganês indica estabilidade no Compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), sem diferença significativa entre os períodos amostrados, ainda que algumas estações amostrais de Piraquê-Açu (PA) indiquem contaminação. O manguezal de São Mateus (SM) apresenta estabilidade em concentrações elevadas desde o período seco/23. A foz do rio Doce permanece apresentando contaminação crônica, no entanto o período chuvoso 24/25, demonstrou queda nas concentrações de Mn. O mesmo padrão na foz do rio Doce é notado para o elemento Ba (Figura 5), no entanto nos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus) ocorre tendência de estabilidade em altas concentrações desde o período seco/23.

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 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) e 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); seco_24 ((abril/2024 – julho/2024/Ano 6)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES.. 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: Não amostrado. (**):Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (Threshold Effect Level). PEL: Nível de prováveis efeitos (Probable Effect Level) e AET(Apparent Effects Threshold): Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico



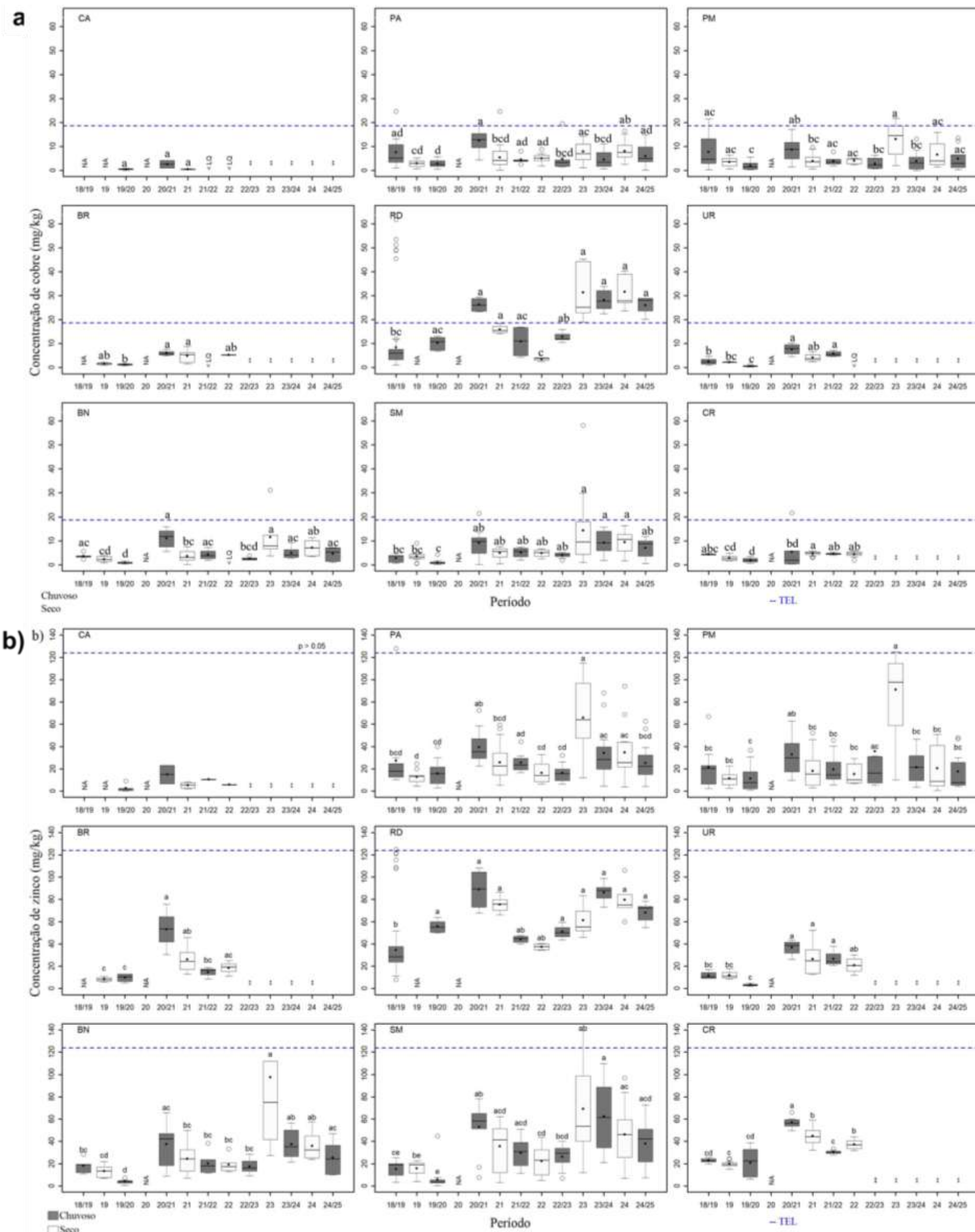
Os metais arsênio e alumínio permanecem com concentrações acima do limite AET, o que reforça a contaminação crônica destes elementos nas áreas monitoradas pelo PMBA/Fest-UFES. Apesar de não apresentar concentrações maiores do que aquelas do setor C (Barra Nova e São Mateus), o setor A (Piraquê- Açu e Piraquê-Mirim) descreve resultados acima do limite TEL para arsênio, e ainda que os manguezais do Compartimento A estejam sob áreas de terraços de abrasão ricos em As (ALBINO *et al.*, 2016), é importante ressaltar que este elemento é amplamente utilizado na agricultura (BAIRD; CAIN, 2011), atividade comum em todo norte do Espírito Santo. Conforme evidenciado na Figura 1, a foz do rio Doce (RD) registra as menores concentrações de As, apesar das concentrações estarem acima do limite de contaminação TEL desde o período seco/23. Todas as áreas analisadas indicam contaminação crônica de Al. Os sedimentos dos manguezais são naturalmente ricos neste metal, devido a abundância de argilominerais neste ecossistema (SCHROPP *et al.*, 1990). Contudo, fontes antrópicas podem favorecer o enriquecimento deste metal nos sedimentos, trazendo impactos para a comunidade biológica (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 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) e 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); seco_24 ((abril/2024 – julho/2024/Ano 6)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. 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: Não amostrado. (**): Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. AET (Apparent Effects Threshold): Nível de efeitos aparentes, onde impactos biológicos são sempre esperados em determinado grupo biológico.



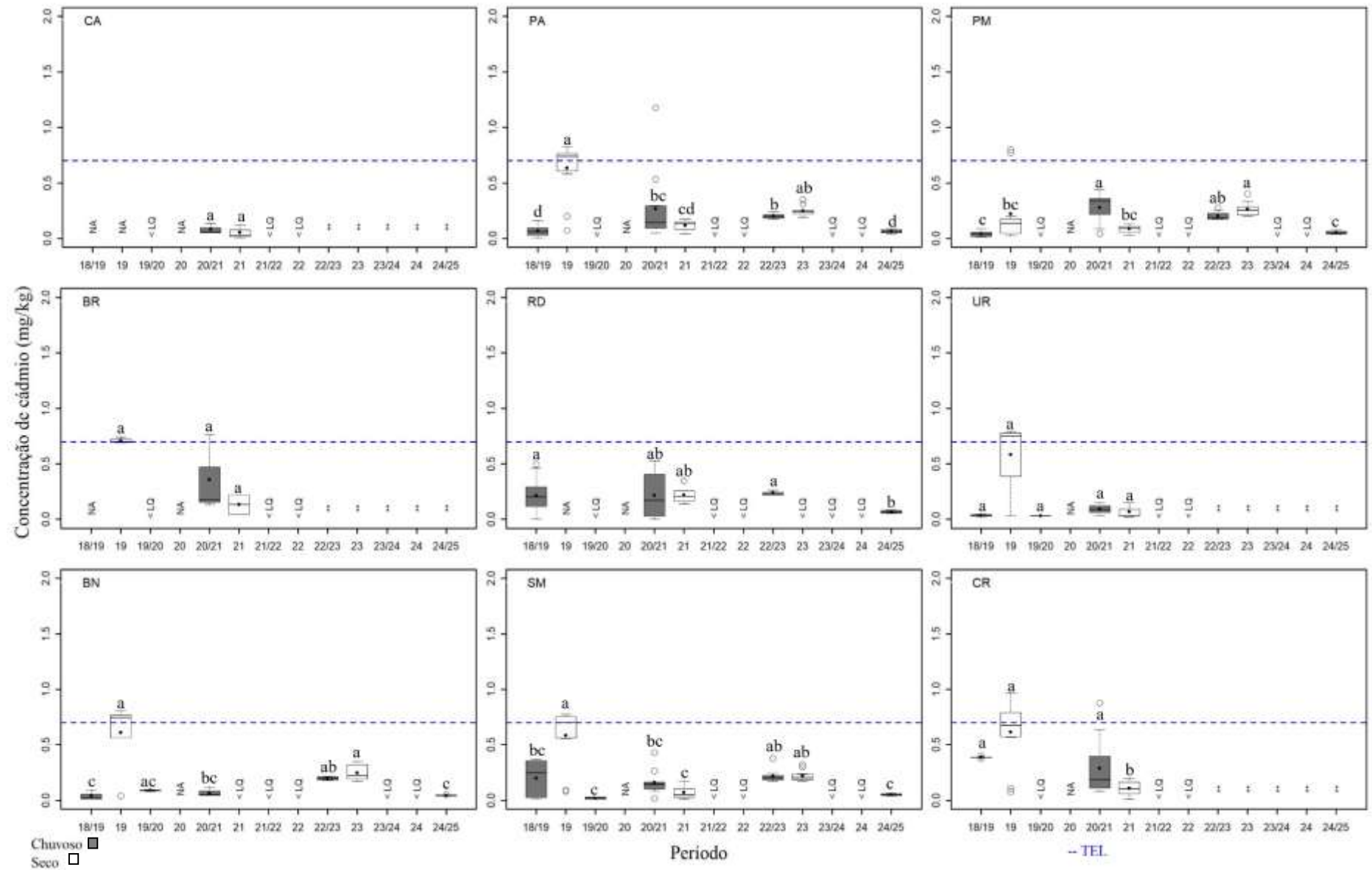
A foz do rio Doce (RD) apresenta diminuição nas concentrações de Fe e V no período chuvoso 24/25, ainda que os dois metais permaneçam associados à contaminação. O excesso do metal essencial Fe inibe o crescimento das raízes, dificultando a absorção de nutrientes pelas plantas (XING *et al.*, 2008). São Mateus (SM – Compartimento C) e Piraquê-Açu (PA) exibem concentrações de Fe similares no período chuvoso 24/25, enquanto BN indicou maior similaridade com PM. Os estuários do compartimento C demonstram estabilidade nas concentrações desde o período seco/23, estando relacionados à altas concentrações. Concentrações elevadas de V, por sua vez, geram alterações metabólicas nas plantas, desfavorecendo seu crescimento (LEÓN-MORALES *et al.*, 2019). Após a foz do Rio Doce (RD), São Mateus (SM) aponta as maiores concentrações do metal, no entanto, algumas estações amostrais de PA e PM ultrapassam o limite AET desde o período seco/23, resultando em possíveis impactos biológicos associados ao metal.

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 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) e 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); seco_24 ((abril/2024 – julho/2024/Ano 6)) nos manguezais da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. 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. <LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação do equipamento ICP-MS. NA: Não amostrado. (**):Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (*Threshold Effect Level*).



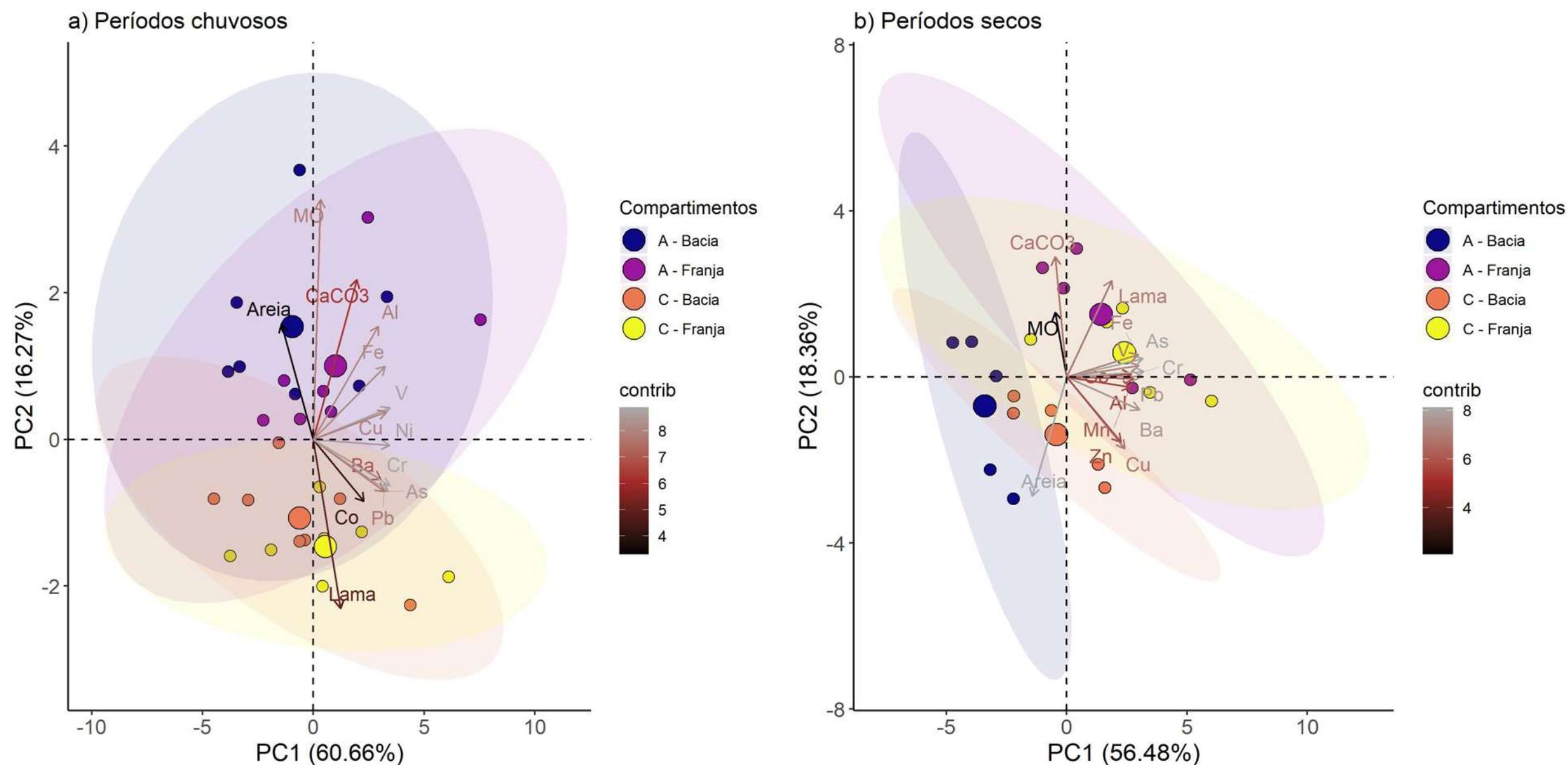
O período chuvoso 24/25 apresenta diminuição das concentrações de Cu e Zn em todas as áreas analisadas, no entanto a foz do rio Doce permanece associada à possíveis impactos biológicos ocasionados pelo Cu, padrão notado desde o período seco/23. Os dois metais permanecem em concentrações abaixo do limite de contaminação, no entanto, prosseguem associados a bioacumulação média nas espécies *Rhizophora mangle*, *Languncularia racemosa* e *Talipariti pernambucense* analisadas pelo Tema Manguezal (FEST 2025). A bioacumulação nas plantas pode gerar impactos em toda cadeia trófica, por meio da biomagnificação destes elementos.

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) e 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 da Área de Proteção Ambiental Costa das Algas (CA), Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra do Riacho (BR), rio Doce (RD), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. 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: Não amostrado. <LQ: Concentração abaixo do limite de quantificação do equipamento ICP-MS. (**):Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. TEL: Nível abaixo do qual os efeitos adversos são raramente esperados (*Threshold Effect Level*).



A assimilação de carbono pelas plantas é negativamente impactada em regiões com altas concentrações de Cd , pois o metal diminui a condutância estomática e a transpiração das folhas (BUENDÍA-VALVERDE, 2023). Todos os estuários monitorados reportam aumento de concentração de cádmio no último período amostrado (chuvoso 24/25), porém estes resultados não expressem contaminação do elemento para os manguezais neste período.

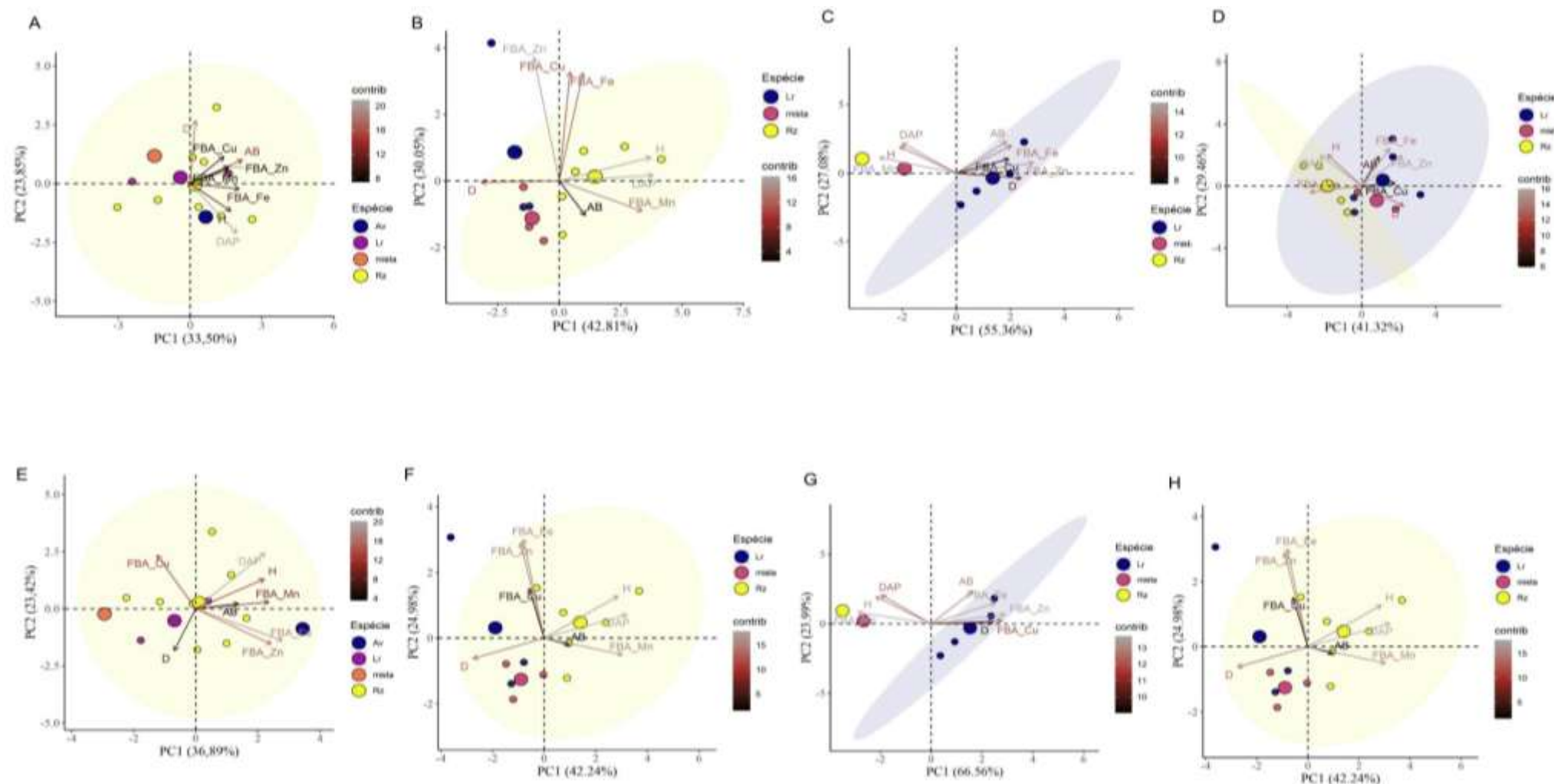
Figura 10: Indicador Abiótico Sedimentos – Análise de componente principal (PCA) levando em consideração os tipos fisiográficos de franja e bacia nos compartimentos A e C, através da função biplot com a contribuição de cada variável, utilizando as concentrações de metais nos sedimentos (mg kg^{-1}), 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) e chuvoso_24/25 (outubro/2024 – março/2025/ Ano 7)) (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) e seco_24 (abril/2024 – julho/2024/Ano 5)) (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; Pb: chumbo; Co: cobalto; Cr: cromo; Cu: cobre; Fe: ferro; Mn: manganês; Ni: níquel; V: vanádio; e Zn: zinco. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA.



A Figura 10 exibe as PCAs dos períodos chuvosos e secos considerando a separação por tipos fisiográficos (franja e bacia) dos manguezais dos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus). Para os períodos chuvosos (Figura 10A), os elementos Cr, As, Ni e V tiveram maior contribuições para a construção da componente PC1 (eixo x), enquanto as variáveis MO, CaCO_3 e lama foram, respectivamente, as mais relevantes para a componente PC2 (eixo Y). Os metais também estão majoritariamente associados ao eixo x (PC1) na PCA nos períodos secos, sendo constituído principalmente por Cr, As, Pb e Ba. O eixo y foi composto principalmente por CaCO_3 , areia e MO. Sendo assim, as duas PCAs indicam maior associação de cargas metálicas e contaminação na componente horizontal (PC1) enquanto as variáveis naturais estão mais relacionadas a componente vertical (PC2). As PCAs dos períodos chuvosos e secos explicam respectivamente 76,93% e 74,84% da variância dos dados coletados durante o monitoramento PMBA/Fest. A análise das PCAs indica que a sazonalidade e localização geográfica influenciam no comportamento do sedimento de acordo com as florestas de franjas e de bacias. É possível observar que durante os períodos chuvosos e secos, as franjas dos compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus) exibem maior associação com os metais. Ainda que reflitam um ambiente mais dinâmico do que as bacias, as franjas atuam como zonas de entrada para aportes naturais e antropogênicos dos ambientes adjacentes aos manguezais, tornando-se mais suscetíveis às fontes de contaminação externas. Além disso, a granulometria lamosa é mais abundante nas regiões de franja, o que contribui para a adsorção dos metais aos sedimentos. No entanto, a dinâmica da deriva litorânea aliada a menor declividade da plataforma continental interna propicia que o compartimento C seja a área preferencial de deposição sedimentar do MLD, quando comparado ao compartimento A. Desta forma, além das franjas, as bacias do setor C apresentam maior associação aos metais do que aquela do setor A, que estão mais relacionadas as variáveis naturais, principalmente nos períodos secos. Porém, o último período amostrado (chuvoso 24/25) demonstrou comportamento distinto do padrão descrito acima. As bacias dos compartimentos A e C apresentaram concentrações de metais mais elevadas do que suas respectivas franjas, sendo as bacias do compartimento A as detentoras das maiores concentrações do período. As áreas de bacia representam ambientes mais favoráveis para deposição de metais, com hidrodinâmica menos intensa do que a observada nas franjas. Entende-se que a carga metálica mais alta recebida em todos os compartimentos desde o período seco/23 somada ao potencial acumulador das bacias e facilidade de remobilização das franjas, tenham colaborado para que este comportamento ocorresse. A continuidade do monitoramento demonstrará se este comportamento foi esporádico ou se aponta para indícios de translocação interna da contaminação nos manguezais.

3.2 FLORA

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, nos 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) e chuvoso_22/23 (outubro/2022 – março/2023/ Ano 5) 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) e 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. 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, BAF – 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.



Com base nas Análises de Componentes Principais (ACPs) no período chuvoso 2025, observou-se nitida separação dos bosques de mangue com diferentes composições florísticas. Os agrupamentos dominados por *Rhizophora mangle* (Rz), representados pelos centróides amarelos, continuam fortemente correlacionados a parâmetros que indicam maior desenvolvimento estrutural, como o diâmetro à altura do peito (DAP), altura média (H) e área basal (AB). Esse padrão reafirma o observado em FEST 2025, demonstrando consistência no papel estrutural da espécie nos diferentes estuários monitorados. Por outro lado, os agrupamentos de bosques dominados por *Laguncularia racemosa* (Lr), assim como os bosques mistos (sem espécie dominante), representados pelos centróides azul/roxo e rosa/laranja, respectivamente, permanecem associados a uma maior densidade de indivíduos (D), o que indica estruturas vegetativas mais jovens ou em estágios de regeneração, padrão igualmente observado no período anterior. Em relação à bioacumulação de metais, os dados mais recentes revelam um aumento da contribuição relativa do cobre (Cu), zinco (Zn) e ferro (Fe) nos agrupamentos dominados por *L. racemosa* e nas áreas mistas, sugerindo uma maior capacidade dessas formações em acumular múltiplos metais. Já os bosques dominados por *R. mangle* e *Avicennia schaueriana* (Av) mantêm-se relacionados com Fator de Bioacumulação (FBA) elevado para manganês (Mn), o que reforça a afinidade destas espécies com a absorção desse elemento. A persistente associação entre *R. mangle* e o manganês é corroborada em outros estudos, como os de Ocampo *et al.* (2023), cujo resultado destaca o potencial desta espécie para bioacumulação seletiva de Mn. Esta especificidade foi também reportada por Medina *et al.* (2015), onde atribuíram à morfologia radicular de *R. mangle* o papel fundamental na absorção diferencial de metais-traço. As diferenças observadas entre os agrupamentos, tanto em termos estruturais quanto na capacidade de bioacumulação, reforçam a importância ecológica das espécies predominantes nos diferentes contextos ambientais. Esses resultados enfatizam a necessidade de considerar a composição florística dos bosques na avaliação dos impactos ambientais e na definição de estratégias eficazes para a conservação e manejo dos ecossistemas de manguezal.

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.

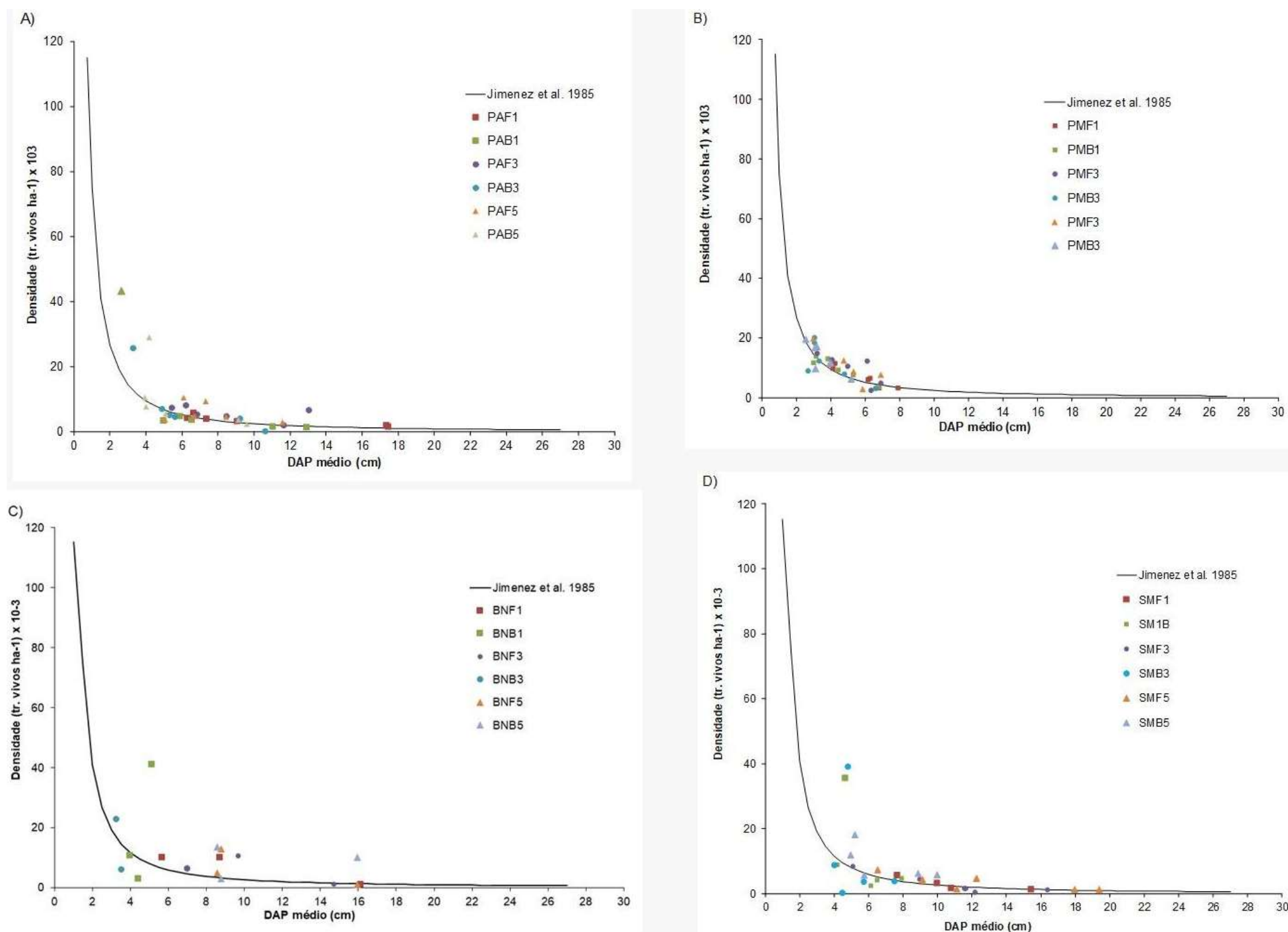


Figura 13: Indicador ecológico Flora - Estrutura populacional das florestas de mangue. Análise de agrupamento Tanglegram, considerando os parâmetros estruturais: densidade de indivíduos, altura média da floresta, área basal total, DAP (diâmetro médio). Parâmetros coletados nos períodos chuvoso_18/19 (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.

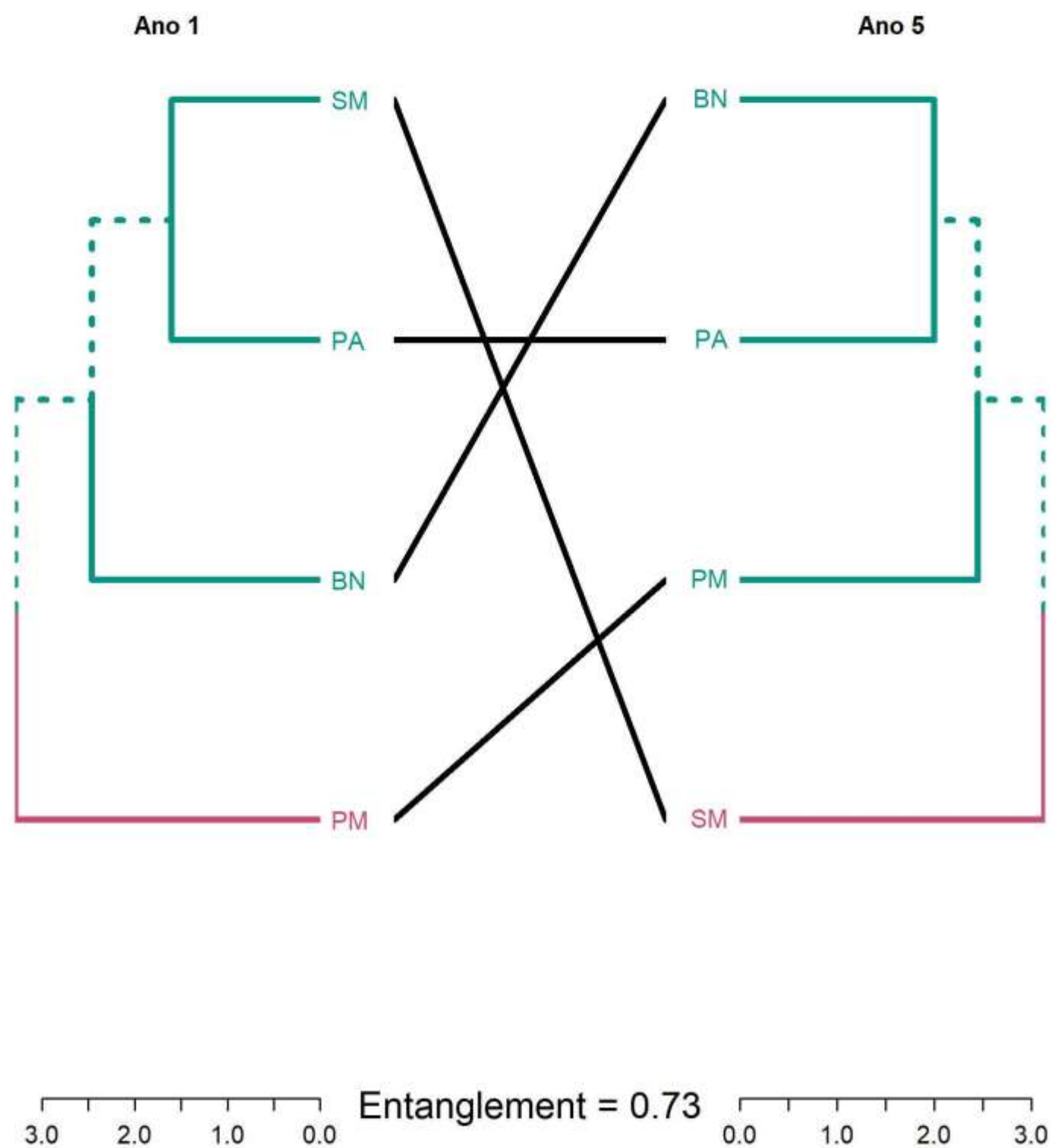


Tabela 1: Indicador Ecológico Flora- Estrutura populacional das florestas de mangue. Parâmetros coletados em outubro-novembro 2023(Ano 5). Legenda: Av = *Avicennia* spp., Lr – *Laguncularia racemosa*; Rz- *Rhizophora mangle*. A coleta da fitossociologia foi realizada a cada dois anos sendo mantidos os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

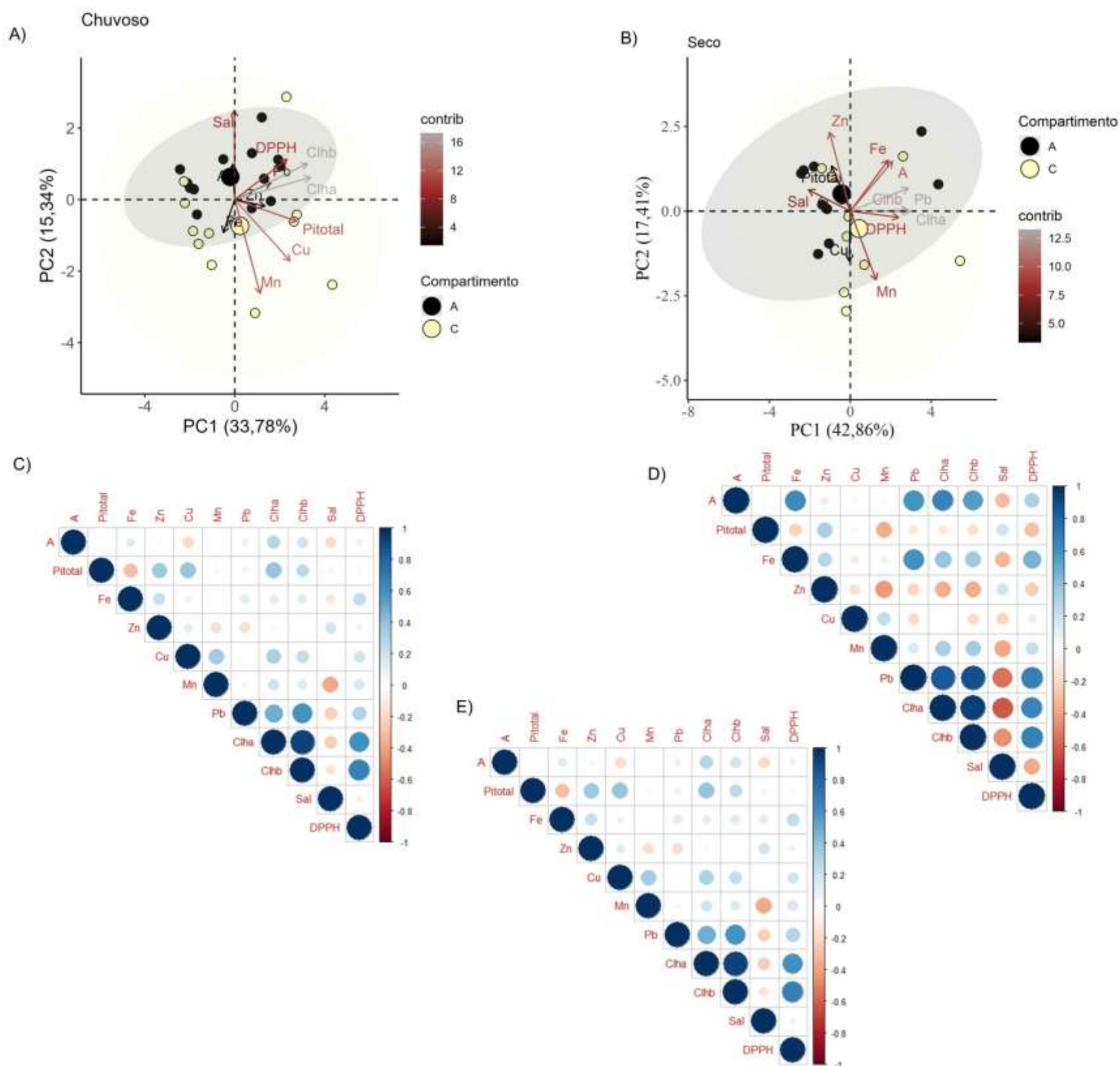
No estuário do rio Piraquê-Açu, observa-se aumento na densidade de indivíduos e diminuição do Diâmetro à Altura do Peito (DAP) médio quando comparado ao primeiro ano de monitoramento nas florestas de franja (Figura 12a). Os valores de densidade superam os previstos pelo modelo, sugerindo possível padrão 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.

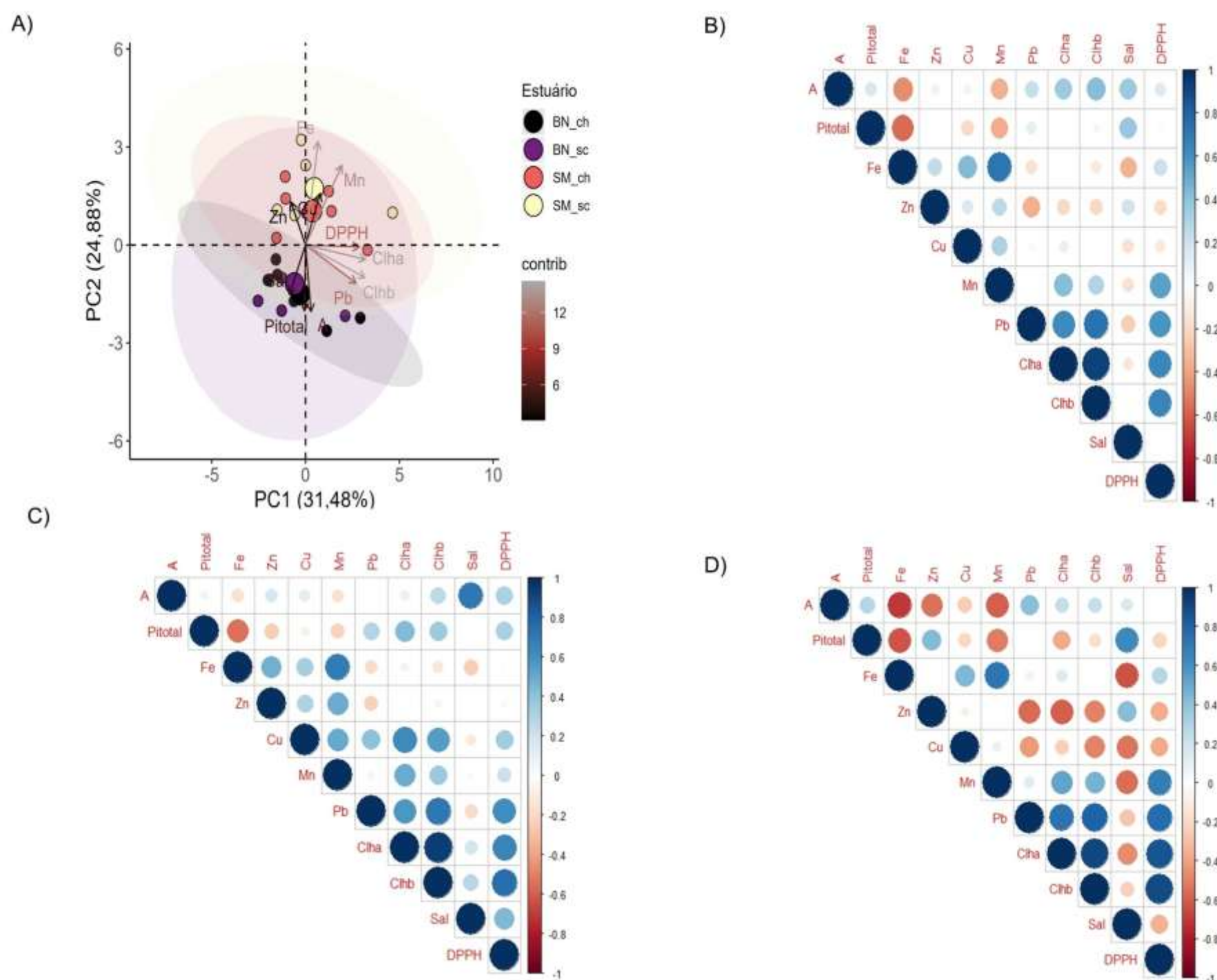
Figura 14: Indicador Ecológico Flora – *Rhizophora mangle*. Análise de componentes principais (ACP) (A e B) e correlação de Spearman (C, D e E) entre parâmetros fisiológicos, salinidade e metais no tecido foliar considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 1); chuvoso_19/20 (outubro/2019 - 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) 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 chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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.



A integração dos parâmetros fisiológicos e a concentração de metais em folhas de *Rhizophora mangle* foram feitas a partir de Análise de Componentes Principais (ACP) e por correlações par a par. Todos os dados do monitoramento, até fevereiro de 2025, foram separados em períodos chuvosos e secos para identificar possíveis 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). A descrição da ACP referente ao período seco (Figura 14B) pode ser verificada com mais detalhes em Fest (2025), uma vez que, neste momento, serão abordadas apenas atualizações referentes ao período chuvoso 2025. O resultado da ACP indica que os indivíduos do compartimento A continuam apresentando melhor desempenho fotossintético, representado pela assimilação de carbono (A) e das concentrações de pigmentos fotossintéticos (clorofila a e clorofila b). Além disso, a correlação positiva entre o Zn foliar e clorofila a ($r_{Zn \times \text{clorofila a}} = 0,40$; $p < 0,05$) confirma a atuação do oligoelemento na estruturação da membrana, fotossíntese, síntese de proteínas e proteção contra seca (NOULAS *et al.*, 2018) identificada em relatórios anteriores corroborada também pela correlação com assimilação de carbono (FEST, 2024). Cabe destacar a associação do Pb foliar a este compartimento, comprovando a influência do metal em ambos os compartimentos, uma vez que o Pb sempre esteve associado ao compartimento C. Além disso, a influência da salinidade continua presente neste compartimento, como previamente descrito em Fest (2025). Opostos ao centróide do compartimento A, a ACP destaca os metais foliares Mn, Cu e Fe associados aos estuários do compartimento C. Este resultado indica estresse crônico na aquisição de carbono e menor desempenho fotossintético (CHENG *et al.*, 2012; HUANG *et al.*, 2019; DEPOLO *et al.*, 2022; PASCOALINI *et al.*, 2024), sendo mais uma vez reforçado pela correlação negativa entre Fe e PI_{Total} ($r_{Fe \times PI_{Total}} = -0,53$; $p < 0,01$) (FEST, 2025). Apesar da associação do Cu foliar com PI_{Total} e sua correlação positiva com as clorofilas ($r_{Cu \times \text{clorofila a}} = 0,48$; $p < 0,05$; $r_{Cu \times \text{clorofila b}} = 0,48$; $p < 0,05$) e, conseqüentemente, com a eficiência fotoquímica ($r_{\text{clorofila a} \times PI_{Total}} = 0,75$; $p < 0,01$; $r_{\text{clorofila b} \times PI_{Total}} = 0,65$; $p < 0,01$), o aumento do metal na folha é acompanhado do aumento no estresse oxidativo, ($r_{DPPH \times \text{clorofila a}} = 0,63$; $p < 0,01$; $r_{DPPH \times \text{clorofila b}} = 0,69$; $p < 0,01$). Esses resultados são similares aos reportados em *Bruguiera gymnorrhiza* (Rhizophoraceae). Esta espécie, quando submetida à níveis intermediários de contaminação por Cu, mostra aumento na concentração de clorofilas acompanhado de estresse oxidativo (SHANG *et al.*, 2024). Essa associação também foi observada em FEST (2025). Desta forma, apesar destes metais serem considerados nutrientes essenciais para o funcionamento celular, crescimento e desenvolvimento das plantas, eles também são fatores de estresse para a produção primária na vegetação de mangue dependendo da concentração encontrada na folha (FEST, 2023a; FEST, 2023b; FEST, 2024; FEST, 2025). A análise de correlação, independente do período, aponta o efeito das clorofilas sobre o desempenho fotossintético ($r_{\text{clorofila a} \times PI_{Total}} = 0,50$; $p < 0,01$; $r_{\text{clorofila b} \times PI_{Total}} = 0,42$; $p < 0,01$). Além disso, a correlação significativa entre Pb foliar e clorofilas ($r_{Pb \times \text{clorofila a}} = 0,62$; $p < 0,01$; $r_{Pb \times \text{clorofila b}} = 0,65$; $p < 0,01$) e das clorofilas com o estresse oxidativo ($r_{DPPH \times \text{clorofila a}} = 0,59$; $p < 0,01$; $r_{DPPH \times \text{clorofila b}} = 0,61$; $p < 0,01$), indicam a atuação das clorofilas na resposta das plantas ao estresse (AGATHOKLEOUS *et al.*, 2020). O efeito negativo do Pb na planta é confirmado pela correlação positiva entre o metal e o DPPH ($r_{Pb \times DPPH} = 0,51$; $p < 0,05$) resultando em aumento do estresse oxidativo. Neste e em relatórios anteriores, a correlação significativa entre Pb e o DPPH só é registrado na análise geral, fato relevante uma vez que se trata de

metal tóxico com efeitos importantes sobre a redução na produção primária (HUANG and WANG, 2010; HUIHUI *et al.*, 2020). Além do Pb, os metais foliares Fe e Cu também atuam no comprometimento da fotossíntese ($r_{Fe \times PITotal} = -0,34$; $p < 0,05$; $r_{Cu \times A} = -0,30$; $p < 0,05$). Além disso, o Cu também está correlacionado com o aumento no estresse oxidativo ($r_{Cu \times DPPH} = 0,46$; $p < 0,01$). Ao contrário, o Zn foliar continua atuando positivamente sobre o metabolismo energético nas plantas de *R. mangle*, sendo apontado como fator importante para a eficiência fotoquímica ($r_{Zn \times PITotal} = 0,43$; $p < 0,01$). Além dos metais, a salinidade é um fator importante que está se destacando na redução da produção primária ($r_{salinidade \times A} = -0,31$; $p < 0,05$), sendo preocupante seu sinergismo com os metais e metaloides registrados como interferentes no metabolismo das plantas neste monitoramento. Este comportamento está sendo registrado desde o período seco 2024 (Ano 6). O sal é reconhecido como o principal fator abiótico atuando sobre o crescimento e desenvolvimento das espécies de mangue em uma escala local (PARIDA e JHA, 2010) e sua influência na atividade fotossintética foi descrita por Lopes *et al.* (2019) em florestas de *R. mangle* do estuário do rio São Mateus. Contudo, quando expostas a períodos prolongados de salinidade, as plantas tornam-se mais susceptíveis aos efeitos oxidantes resultantes da exposição crônica aos metais (mais detalhes em FEST, 2025).

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) e chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6) 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 chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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.

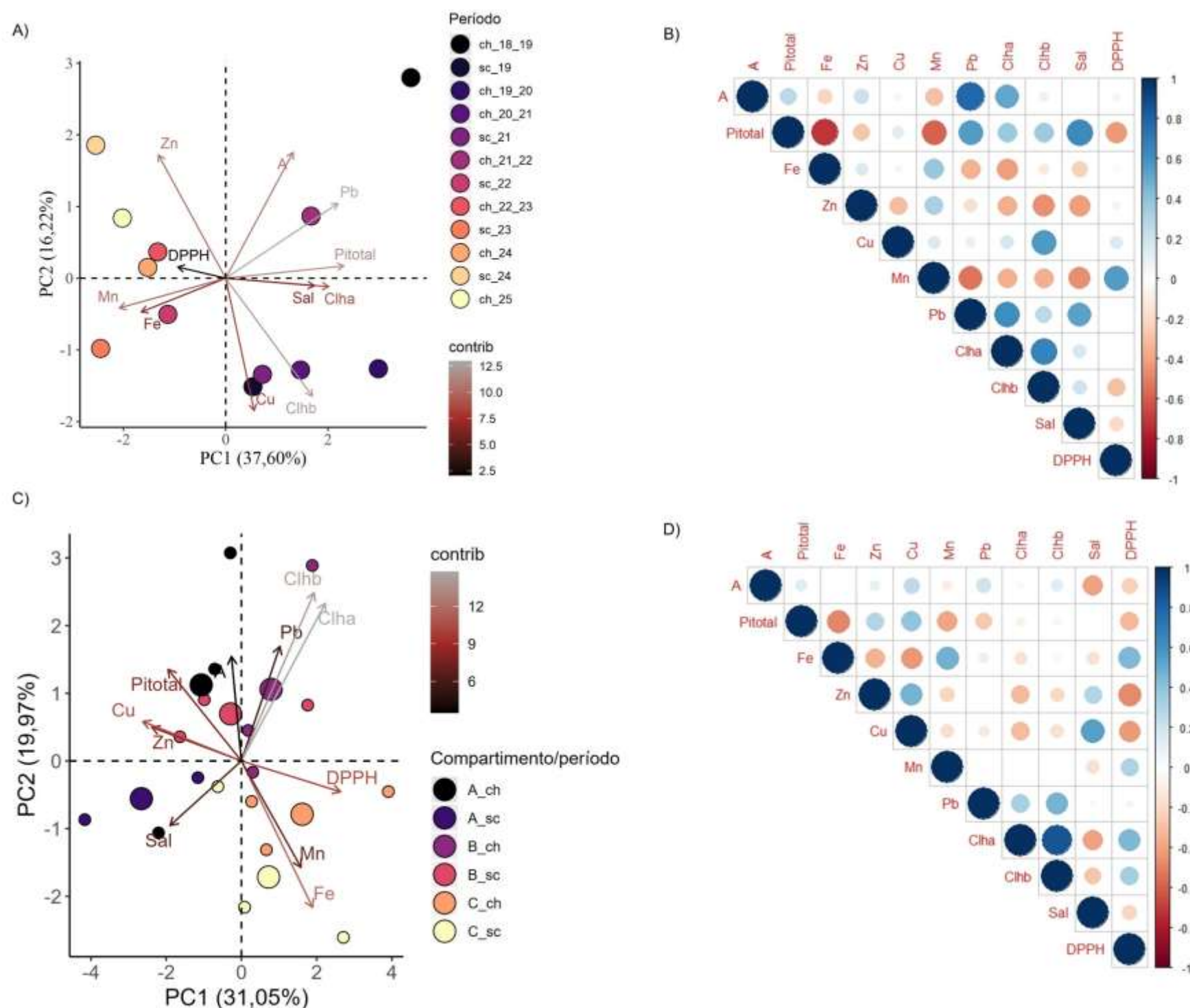


Para a espécie *L. racemosa*, a integração dos parâmetros fisiológicos e a concentração de metais foliares foi avaliada a partir de Análise de Componentes Principais (ACP) e por correlações de Spearman, considerando os períodos chuvosos e secos no compartimento C (Barra Nova e São Mateus). Todos os dados do monitoramento, até fevereiro de 2025, foram considerados para esta análise. O resultado desta ACP com a atualização dos dados de chuvoso 2025 apresenta a separação dos estuários, independente do período, estando os metais foliares Fe, Mn, Cu, Zn associados à São Mateus e Pb associado à Barra Nova. O melhor desempenho fotoquímico em *L. racemosa* é verificado no estuário de Barra Nova, como observado em relatórios anteriores (FEST, 2023b; FEST, 2024; FEST, 2025).

Apesar da associação do Pb ao estuário de Barra Nova, o seu efeito sobre a atividade antirradicalar observado em FEST (2024), isso não é verificado Fest(2025). Uma explicação para este resultado seria o acúmulo de prolina e aumento da capacidade antioxidante em *L. racemosa*, considerada tolerando ao acúmulo de Pb, como descrito por Cabañas–Mendoza *et al.* (2023). Estes mecanismos auxiliariam na quelação e sequestro de metais bem como na eliminação de radicais livres (GUAN *et al.*, 2020; ZULFIQAR e ASHRAF, 2023). Ainda assim, o aumento de Pb nos tecidos foliares está correlacionado positivamente com maiores concentrações de clorofila b ($r_{Pb \times clorofila\ b} = 0,58\ p < 0,05$). Este estuário também está associado ao aumento da salinidade, mas o desempenho fotossintético de *L. racemosa* não é atenuado pelo aumento da salinidade ($r_{A \times sal} = 0,67\ p < 0,05$). Por serem halófitas, o crescimento é estimulado por níveis moderados de salinidade na maioria das espécies de mangue (SOBRADO, 2005; PARIDA and JHA, 2010), além da atuação dos processos metabólicos em resposta ao sal, como ajustamento da fotossíntese e mecanismos de exclusão do sal (TUTEJA, 2007) que ocorre por meio das glândulas de sal em *L. racemosa*. Além disso, os resultados apontam ajustes no aparato fotossintético com o aumento das concentrações de clorofilas para manutenção da atividade fotossintética ($r_{clorofila\ a \times clorofila\ b} = 0,93\ p < 0,01$).

No período seco, os efeitos da presença de Fe e Mn nas folhas de *L. racemosa* em São Mateus permanecem e podem ser conferidos com mais detalhe em Fest (2025). A correlação par a par dos registros de todo o monitoramento aponta o efeito do metal Fe sobre o desempenho fotoquímico de *L. racemosa* em São Mateus. Este resultado é verificado a partir da correlação entre Fe e PI_{Total} ($r_{Fe \times PI_{Total}} = -0,51$ $p < 0,05$), evidenciando o efeito negativo do metal foliar sobre a produtividade primária da espécie no estuário. Destaca-se que esta associação do desempenho fotossintético com os metais não era observada desde Fest (2023b). A influência do Pb na atividade antirradicalar (FEST, 2023a, b; FEST, 2024, FEST, 2025) também não foi verificada na correlação independente do período. Contudo, o aumento do metal nos tecidos foliares está correlacionado positivamente com o incremento da concentração de clorofila b ($r_{Pb \times \text{clorofila b}} = 0,54$ $p < 0,01$). Elevação da concentração de clorofila a e clorofila b sob estresse oxidativo ($r_{DPPH \times \text{clorofila a}} = 0,52$ $p < 0,05$; $r_{DPPH \times \text{clorofila b}} = 0,49$ $p < 0,05$) persistem (FEST, 2024, FEST, 2025), apontando possível ação sobre o estresse oxidativo. Em *Citrus aurantium*, o tratamento com baixa concentração de Pb não afetou a taxa fotossintética e a concentração de clorofila a, mas altas concentrações reduziram significativamente esses parâmetros, além de diminuir a atividade antioxidante (GIANNAKOULA *et al.*, 2021). Estes resultados apontam a importância das clorofilas nas respostas das plantas ao estresse ambiental, como descrito para *R. mangle*. Até o momento, o resultado do monitoramento PMBA/Fest-UFES apontam alterações na produtividade primária e na atividade antirradicalar da espécie *L. racemosa*, associada ao aumento dos metais nas folhas, principalmente Fe, Mn e Pb em ambos os períodos, confirmando a importância da espécie como bioindicadora de substâncias tóxicas em estuários (SOUZA *et al.*, 2014).

Figura 16: Indicador Ecológico Flora – *Talipariti pernambucense*. 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) 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 chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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.



Na espécie *Talipariti pernambucense*, a integração dos parâmetros fisiológicos e a concentração de metais foliares foi avaliada a partir de Análise de Componentes Principais (ACP) e por correlações de Spearman, considerando os períodos chuvosos e secos no compartimento A (Piraquê-Açu), compartimento B (rio Doce) e compartimento C (São Mateus). Todos os dados do monitoramento, até fevereiro de 2025, foram considerados para esta análise. A ACP obtida para *T. pernambucense* no compartimento B mantém o padrão reportado em Fest (2025), agrupando todos os períodos amostrados até o chuvoso de 2021/2022 (Ano 4) no lado direito da ACP e os demais períodos, a partir de seco de 2022, no lado esquerdo. As maiores concentrações de Fe e Mn foliar e menor desempenho fotossintético continuam associados aos períodos amostrados até chuvoso 2021/2022, aspecto corroborado pela correlação negativa entre o Fe e Mn com o índice de desempenho fotoquímico ($r_{Fe \times PI_{Total}} = -0,71$; $p < 0,05$; $r_{Mn \times PI_{Total}} = -0,73$; $p < 0,01$). Como já reportado em Fest (2025), a separação dos períodos na ACP é reflexo da precipitação acima da média histórica para o Ano 4 na bacia do rio Doce, com consequente aumento do fluxo de metais na bacia hidrográfica reportado pelo Tema Integração Fluvio-Estuarina (FEST, 2024).

Melhores atividades fotossintéticas estão associadas ao início do monitoramento (chuvoso 2018/2019) e o chuvoso 2021/2022, demonstrado pelo agrupamento de A, PI_{Total} e clorofilas, além da correlação positiva entre os pigmentos fotossintéticos ($r_{clorofila\ a \times clorofila\ b} = 0,73$; $p < 0,01$). Apesar disso, o Pb continua associado aos parâmetros fotossintéticos, mas a sua concentração no citoplasma, até o momento, não tem induzido redução na produtividade, sendo registrada correlação entre o Pb com a assimilação de carbono ($r_{Pb \times A} = 0,74$; $p < 0,01$). Esse resultado 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). Essa estratégia é aventada, uma vez que foi observada correlação entre Pb e DPPH para os dados do rio Doce em Fest (2023b) e, desde então, não houve significância entre esses parâmetros, podendo indicar que os efeitos oxidativos estão sendo dirimidos. Correlação entre Cu e DPPH foi reportada em Fest (2023a; 2025), destacando também o efeito do metal sobre o estresse oxidativo. A partir do novo ciclo PMBA/Fest-UFES, iniciou-se o monitoramento de *T. pernambucense* nos três compartimentos.

Na inserção dos dados Chuvoso_25 à ACP, os padrões relatados no RA2025 foram mantidos. Desta forma, permanece a separação do compartimento C em relação aos compartimentos A e B, tressaltada em função da maior concentração de Fe e Mn foliar no compartimento ao norte do rio Doce. Em excesso, estes elementos levam ao estresse oxidativo, sendo induzido possivelmente pelo Mn ($r_{Mn \times DPPH} = 0,49$; $p < 0,05$), resultando em menor desempenho fotossintético ($r_{Mn \times PI_{Total}} = -0,49$; $p < 0,05$) como já destacado na PCA e em Fest (2025). Contudo, a ACP evidencia melhor atividade fotossintética (PI_{Total} e A) no compartimento A (período chuvoso) e no compartimento B (período seco), estando a melhor produção primária associada aos metais Zn e Cu. No período seco do Ano 6, o compartimento A é influenciado por estes metais somando à salinidade no agrupamento (FEST, 2025) e o efeito dos sais sobre o aparato fotossintético permanece atuando sobre os indivíduos da espécie (SHAO *et al.*, 2023), vide correlação negativa entre salinidade e assimilação de carbono ($r_{salinidade \times A} = -0,65$; $p < 0,05$). No compartimento B, a associação do Pb foliar com as clorofilas continua se destacando no período chuvoso, e, aparentemente, a concentração obtida do metal não tem acarretado danos aos pigmentos fotossintéticos ($r_{clorofila\ a \times clorofila\ b} = 0,80$; $p < 0,01$). Apesar disso, correlação positiva entre Pb e DPPH foi registrado em Fest (2023a), havendo necessidade de continuidade do monitoramento do efeito do elemento sobre o sistema oxidativo e a atividade primária.

Figura 17: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (A - $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal da assimilação de carbono (A $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) 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) – Ano 7 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.

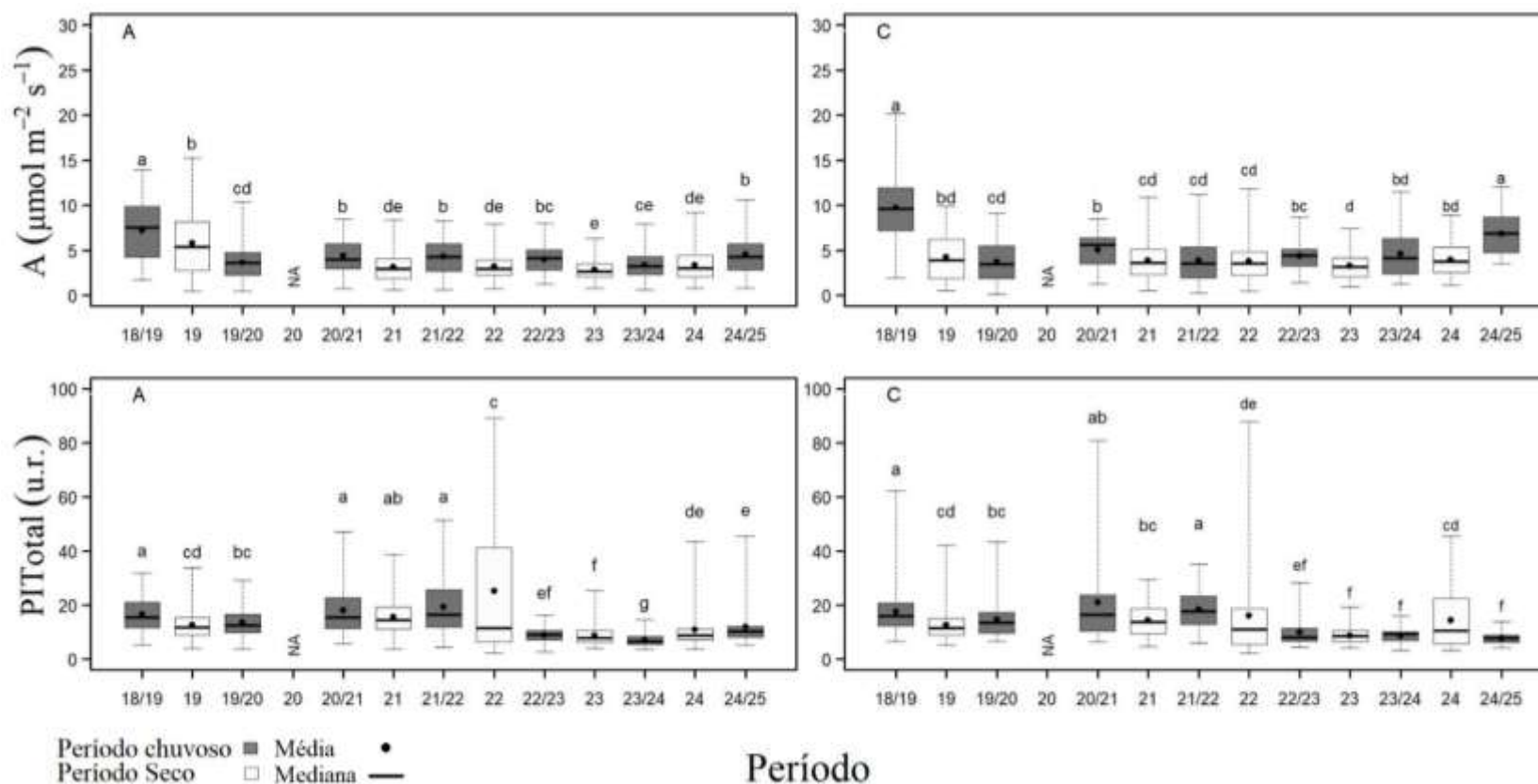
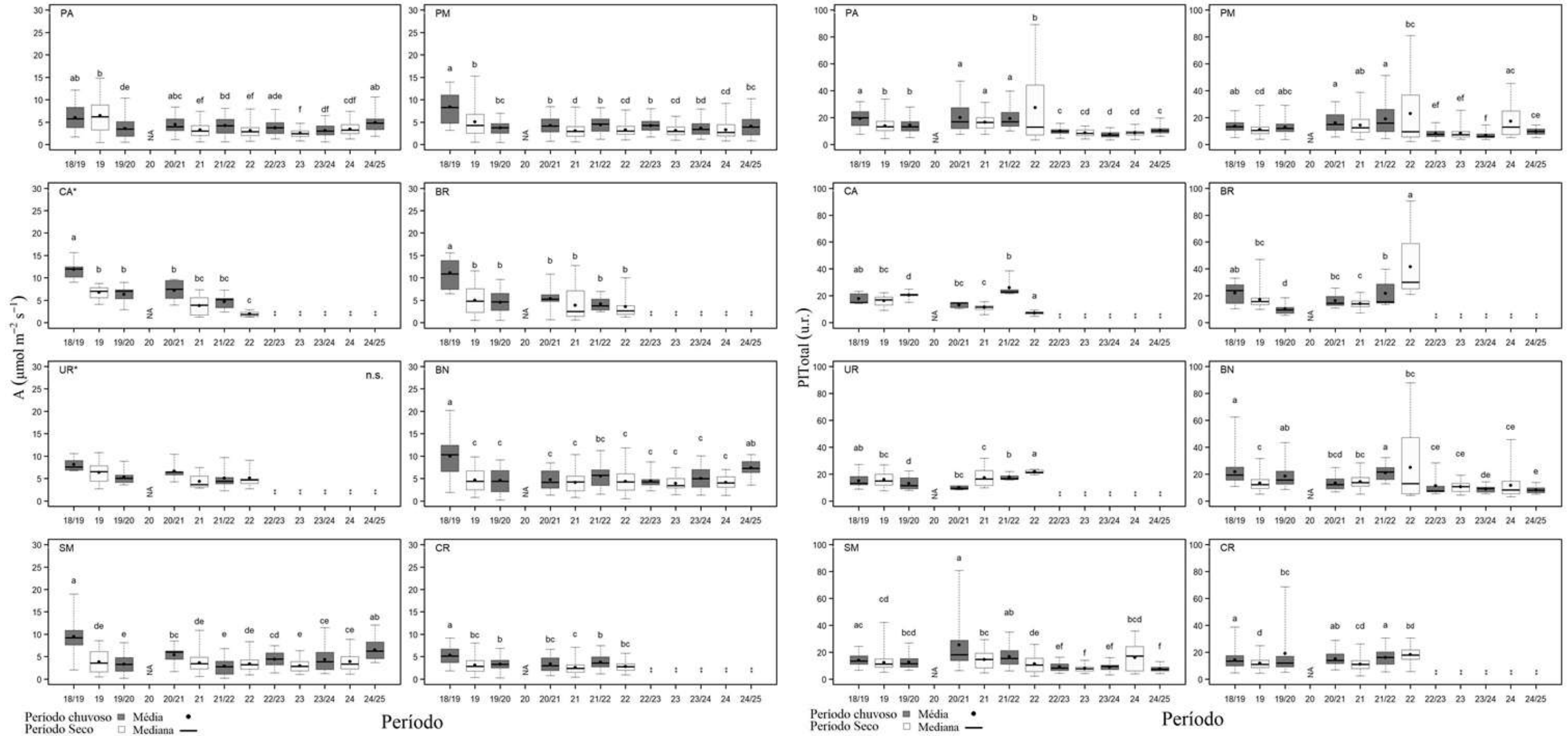


Figura 18: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (A - $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal da assimilação de carbono (A $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A análise temporal dos parâmetros fotossintéticos de assimilação de carbono (A) e índice de conservação de energia (PI_{Total}), para os compartimentos A e C (Figura 17), indicam tendência de redução da eficiência fotossintética na espécie *R. mangle*, conforme apresentado nos relatórios anteriores (FEST, 2023a; FEST 2024, FEST 2025), contudo o compartimento C registrou melhoria na assimilação de carbono em Chuvoso 2024_2025. No compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), redução da atividade fotossintética em Chuvoso 2024_2025, representada pelo parâmetro A , foi observada a partir dos períodos Chuvoso_2019_2020 e Seco 2021 e desde então tem se mantido baixo e constante em seus respectivos períodos. Ainda no compartimento A, o índice de desempenho registrou redução acentuada em Chuvoso 2022_2023 (FEST, 2024) mantendo a tendência em Chuvoso 2023_2024 (FEST, 2025) e Chuvoso 2024_2025 sendo um indício de comprometimento da atividade fotoquímica e vitalidade das plantas monitoradas, principalmente nos Anos 5 e 6. No compartimento C (Barra Nova e São Mateus), houve redução da atividade fotossintética após primeiro ano de monitoramento em ambos os períodos (mais detalhes nos relatórios anteriores) contudo amostragem de Chuvoso 2024_2025 registrou melhoria na produtividade primária (A), sendo estatisticamente similar ao registrado no primeiro monitoramento (Chuvoso 2018_2019). O índice de desempenho fotossintético (PI_{Total}) variou conforme o período avaliado, no período chuvoso esta tendência de redução foi perceptível a partir do Ano 5 (Chuvoso 2022_2023), mantendo-se em Chuvoso 2024_2025. Estes resultados indicam que, neste compartimento, também está ocorrendo comprometimento no transporte de elétrons, assim como na vitalidade da planta. No período seco, a redução da atividade fotoquímica observada nos resultados apresentados no último relatório (FEST, 2024) não foi mantida em Seco 2024 (FEST 2025). A assimilação de carbono (A) em *R. mangle* nos estuários mantem-se baixa ao longo de todo o monitoramento entre os períodos, contudo melhorias pontuais foram registradas em Chuvoso 2024_2025 (Figura 18). Os estuários de Piraquê-Açu, Barra Nova e São Mateus registraram melhorias na atividade fotossintética, comparável ao observado em Chuvoso 2018_2019. O estuário de Barra Nova registrou ao longo de todo o monitoramento, baixa, porém constante, assimilação de carbono (mais detalhado em FEST, 2023a; FEST, 2024) quando comparado aos dados registrados durante o Chuvoso 2018_2019. Contudo neste último período chuvoso (2025), a assimilação de carbono registrou valor médio estatisticamente similar ao primeiro ano, podendo indicar tendência de estabilização nos resultados referentes à atividade fotoquímica. Avaliações mais detalhadas do período seco podem ser conferidas em FEST 2023a, FEST 2024 e FEST 2025. Como já foi reportado em relatórios anteriores, o índice de desempenho fotossintético está sendo reduzido ao longo dos períodos de monitoramento e no chuvoso 2024_2025 esta tendência foi mantida em todos os estuários. Nos estuários de Piraquê-Açu e Barra Nova, esta redução acentuada é verificada desde o Chuvoso 2023_2024, apesar da aparente melhoria desse parâmetro nos períodos Chuvoso 2020_2021 e chuvoso 2021_2022 (FEST, 2025). 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, período que foi registrado redução acentuada desse parâmetro, contudo ainda não é possível confirmar se há melhoria da atividade fotossintética para o período seco (FEST 2025).

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 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (B) Compartimento B - Barra do Riacho; (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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

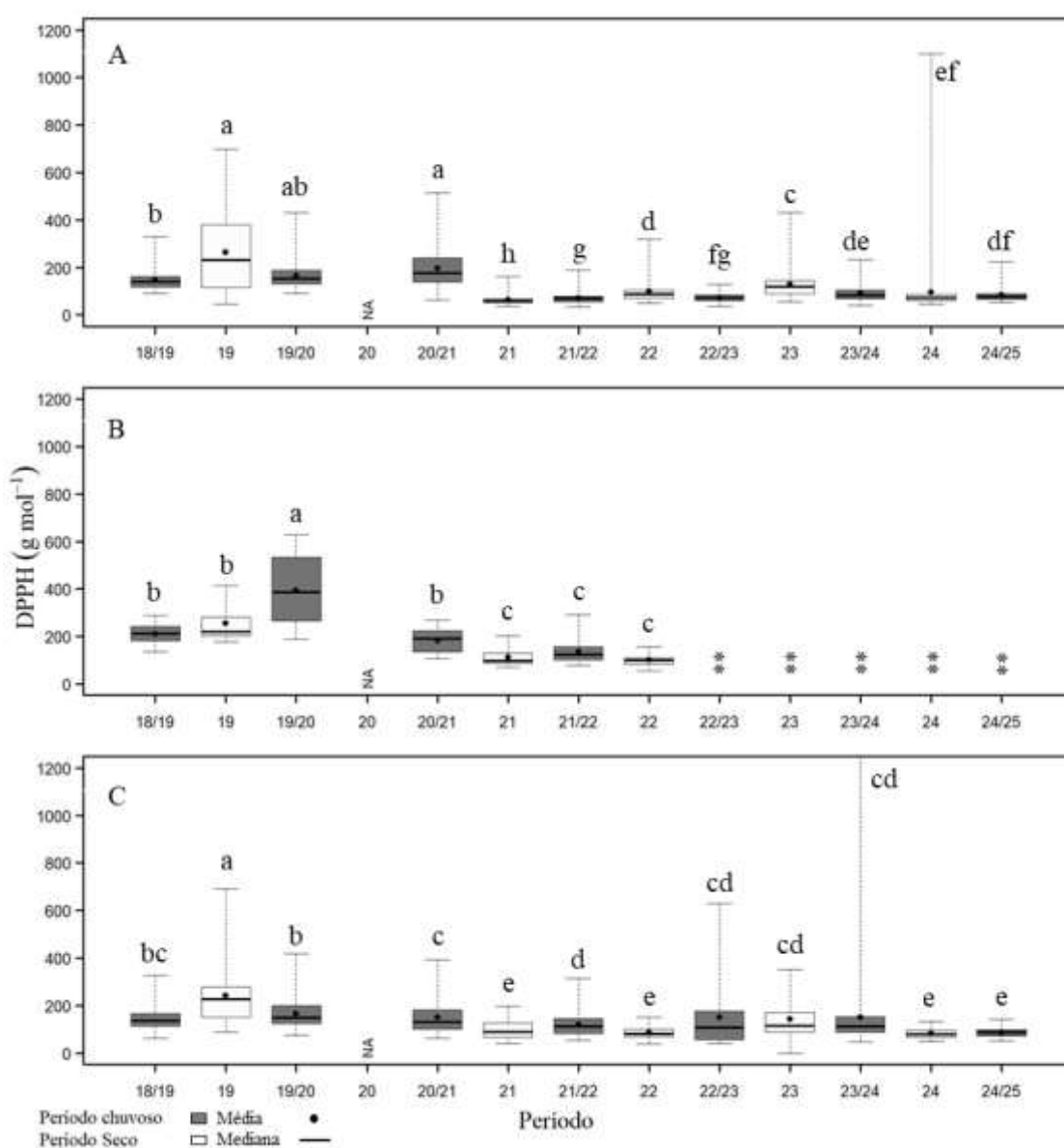
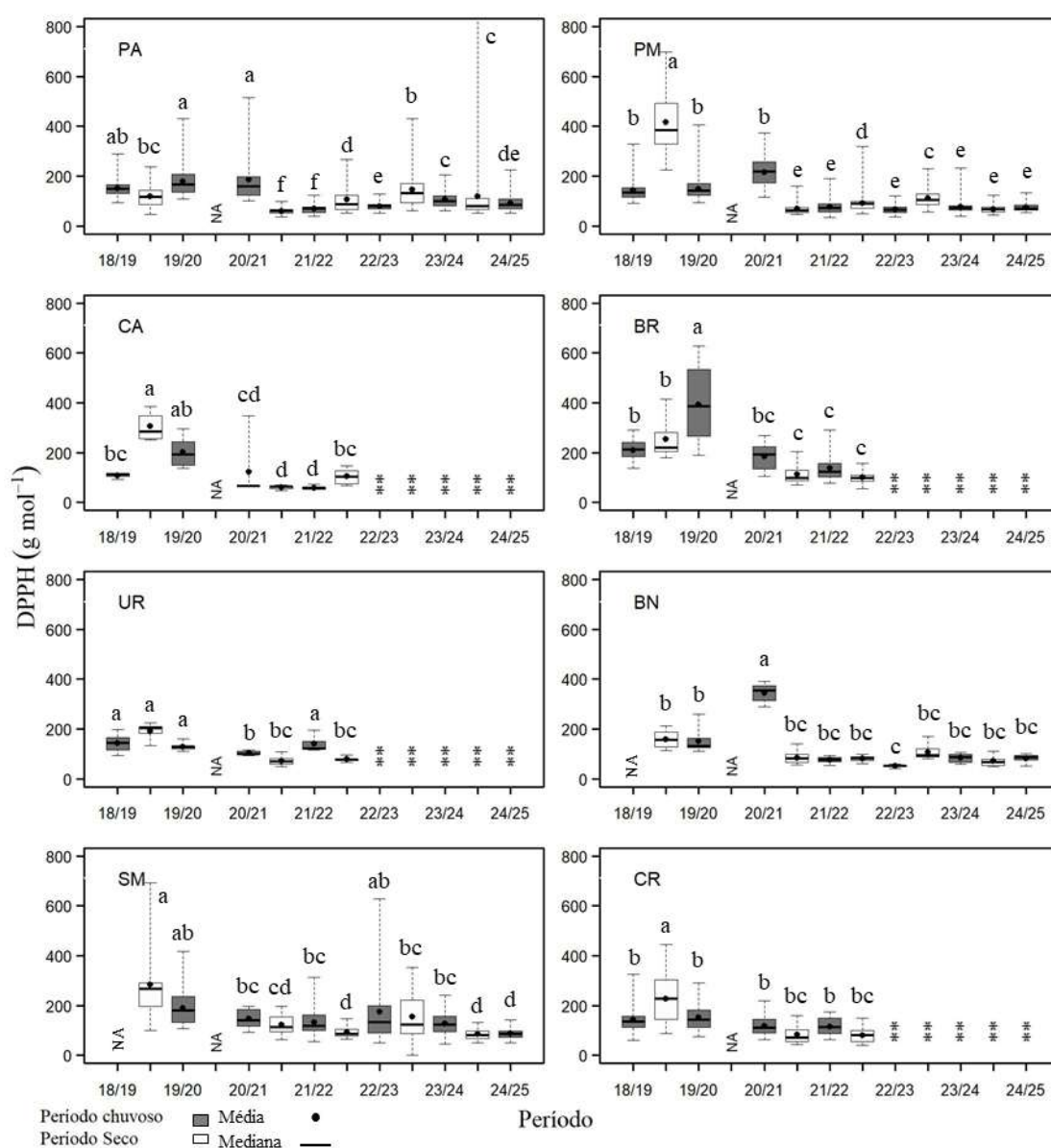


Figura 20: Indicador Ecológico Flora - Estresse oxidativo representado pela atividade do radical DPPH'. Análise temporal da atividade antirradicalar DPPH (g mol^{-1}) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a s março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. 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). Isto é reflexo da maior capacidade antioxidante da espécie e, consequentemente, menor estresse oxidativo (Figura 19) quando comparada com as outras espécies do monitoramento. As alterações nos valores de DPPH observadas ao longo do monitoramento são dependentes de condições ambientais, do tipo de estresse sofrido pela planta e o quanto estes fatores influenciam no seu metabolismo. O monitoramento no compartimento B foi descontinuado e, portanto, possui série histórica menor. Em relação às análises por estuário (Figura 20), percebe-se alternância nos valores de DPPH no Piraquê-Açu, o que resulta em uma 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. Comparativamente aos resultados obtidos nos primeiros anos (Anos 1 e 2), a espécie tem demonstrado capacidade de eliminação dos radicais livres nestes estuários. Marcadamente em São Mateus, os períodos Seco 2019, Chuvoso 2019_2020 e Chuvoso 2022_2023 demonstram presença de estresse oxidativo de *R. mangle*, evidenciado pelos maiores valores de DPPH nesses períodos. Nos dois últimos períodos analisados (Seco 2024 e Chuvoso 2024_2025), houve manutenção da capacidade antioxidante para a espécie. Entretanto, assim como nas análises por compartimento, não é possível afirmar uma tendência da capacidade oxidativa. 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. O monitoramento nos estuários de Costa das Algas, Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas foi descontinuado e, portanto, possuem série histórica menor.

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 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (B) Compartimento B - Barra do Riacho; (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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

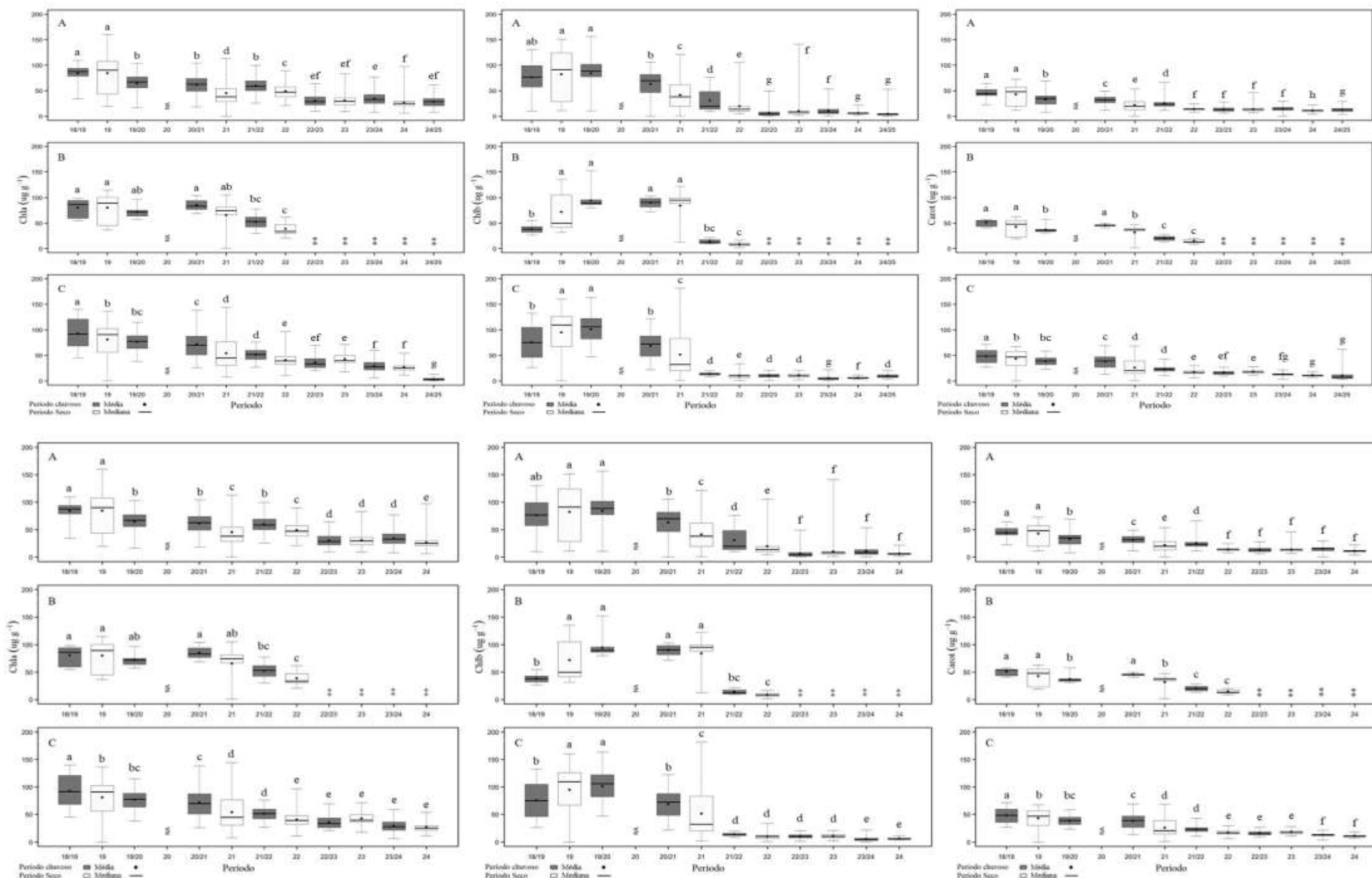


Figura 22: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila a (Chla) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

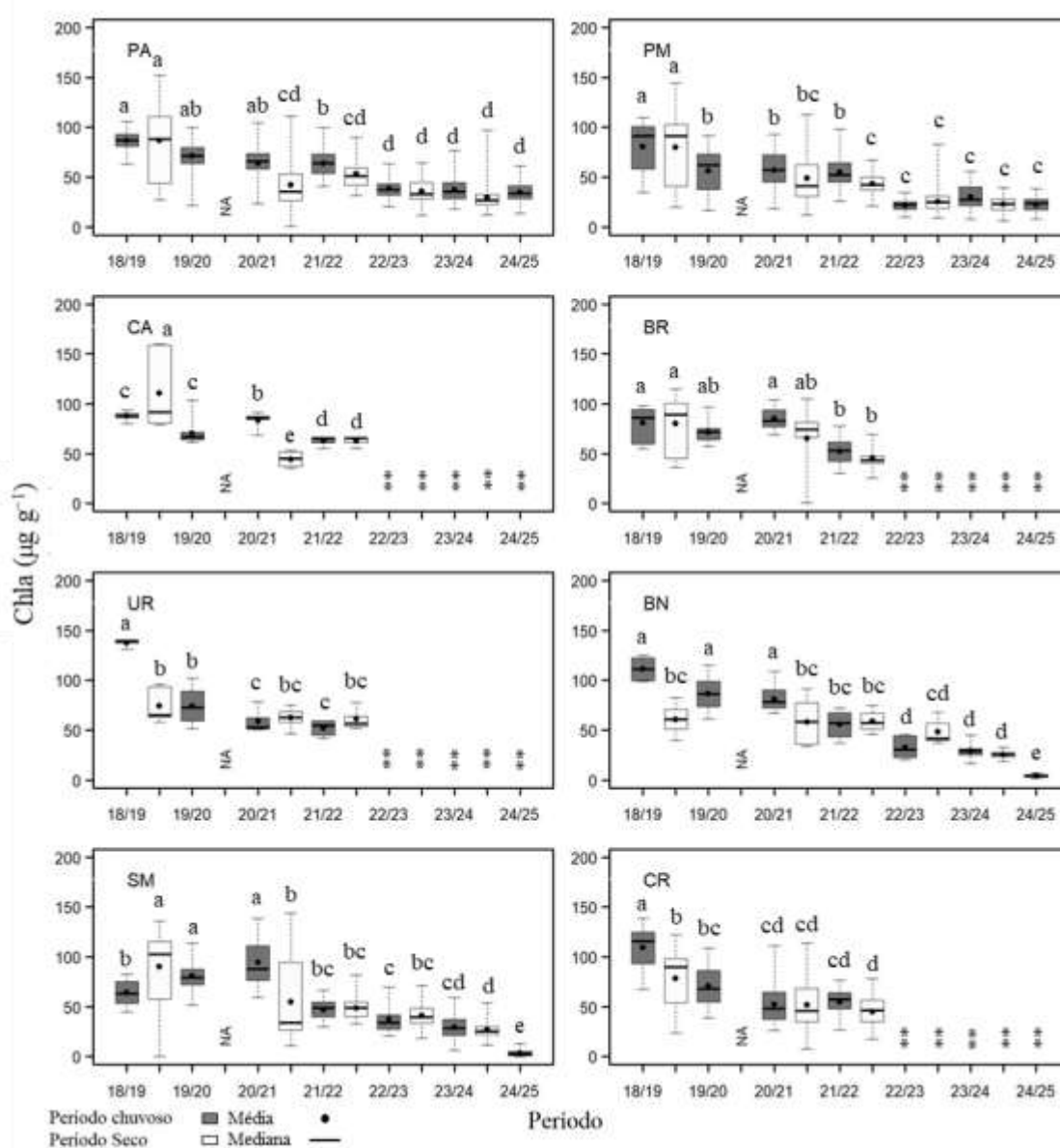


Figura 23: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila b (Chlb) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

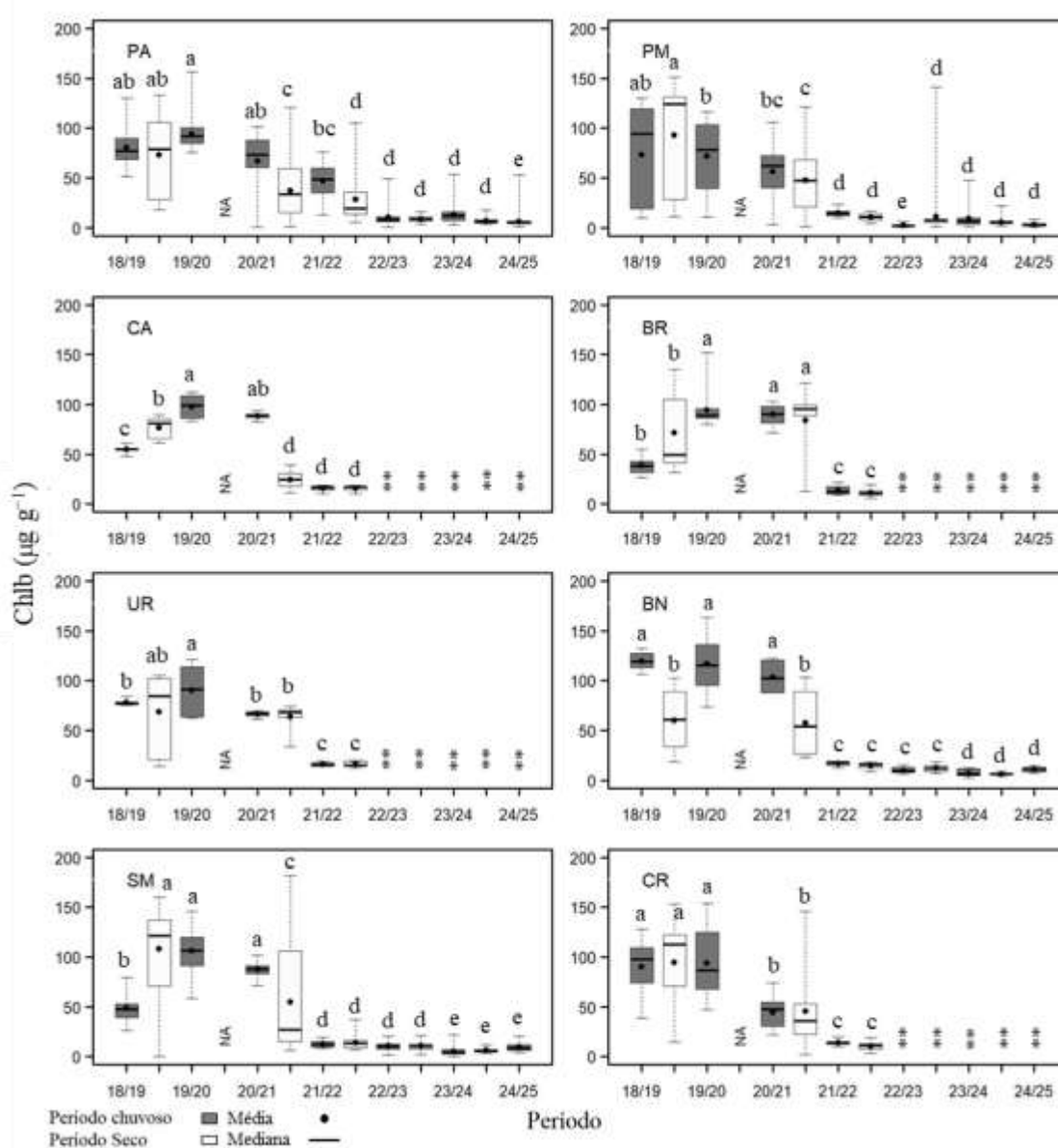
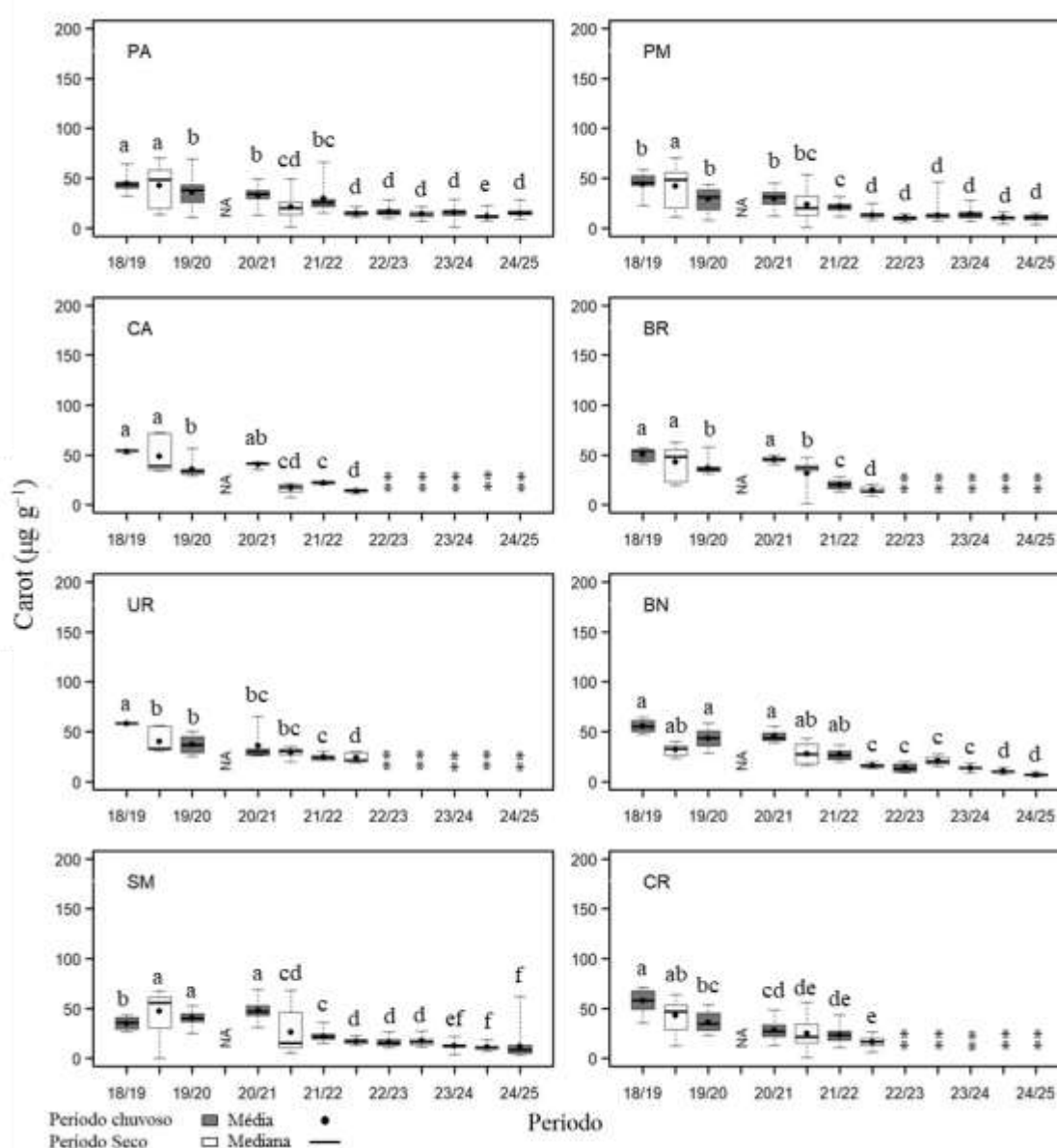
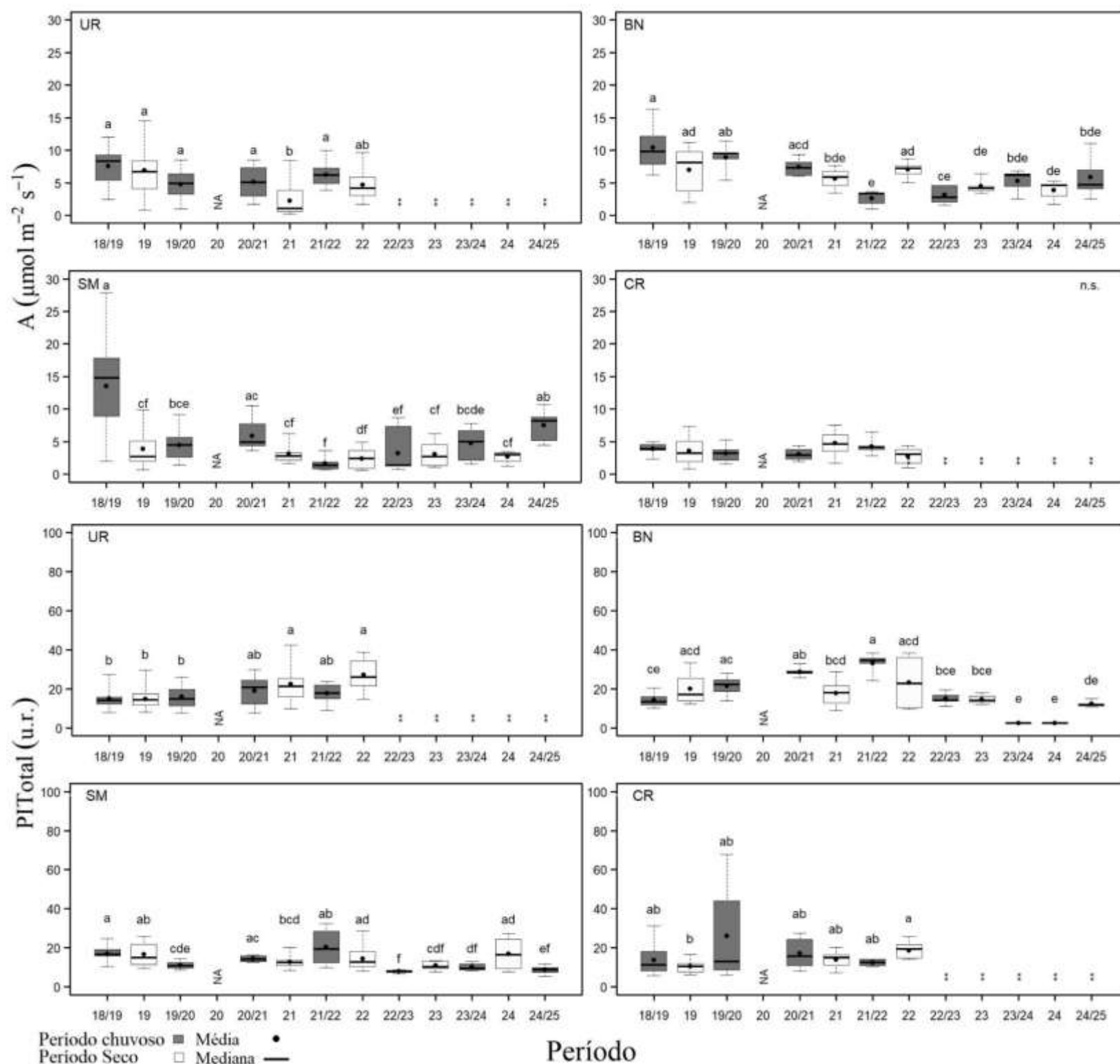


Figura 24: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de carotenoide (Carot) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



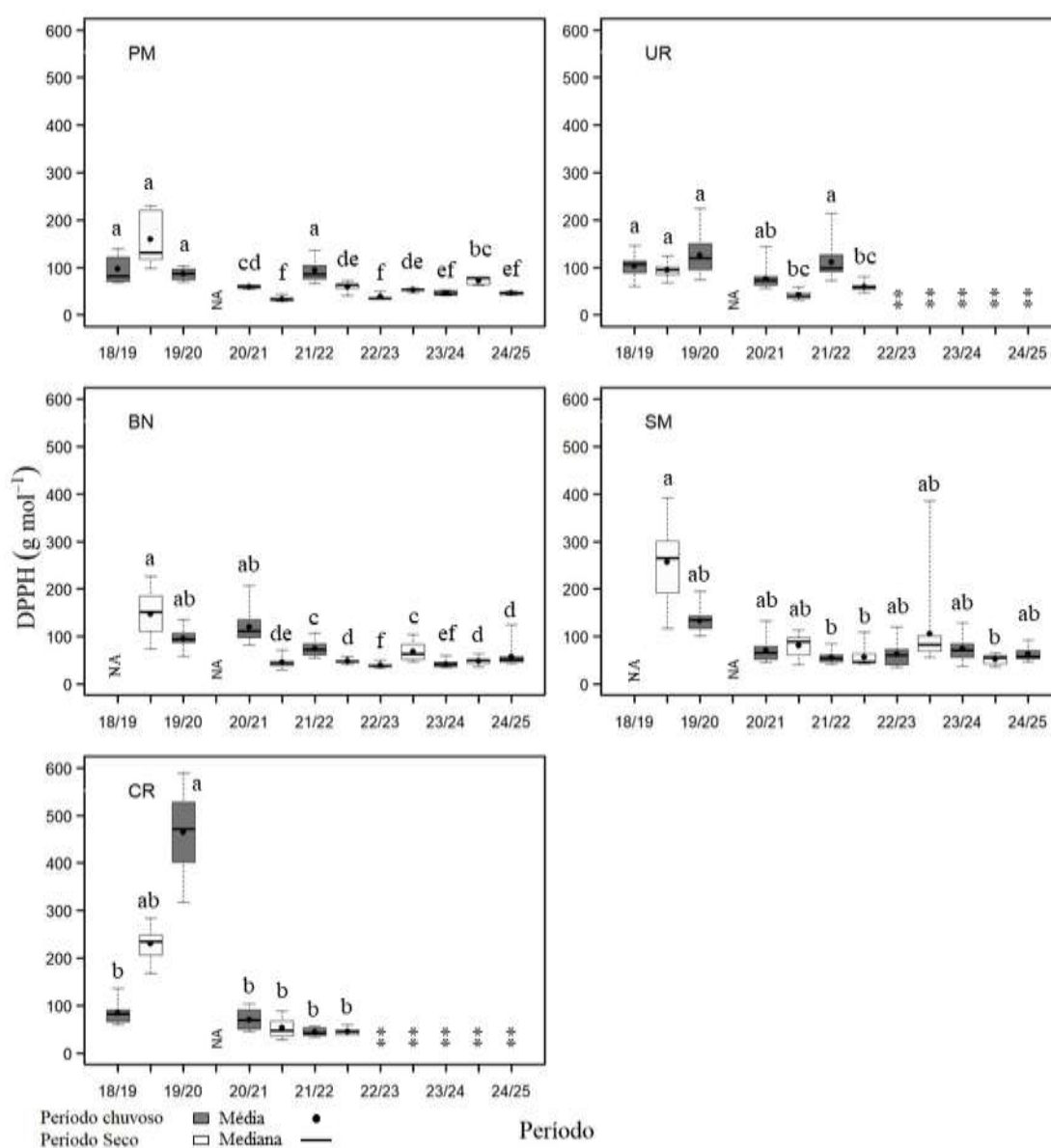
A série temporal dos pigmentos fotossintetizantes validada para *R. mangle* revela tendência de redução na concentração de clorofila-a, clorofila-b e carotenóides tanto no compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) quanto no compartimento C (Barra nova e São Mateus) (Figura 21). Em ambos os compartimentos, percebe-se que a degradação dos pigmentos ou alteração na sua síntese ocorre a partir do período Seco 2021. Aparentemente, a clorofila-b é a mais afetada dentre os pigmentos analisados. De acordo com TANAKA e TSUJI (1981), moléculas de clorofila recém-sintetizadas são instáveis e se decompõem mais facilmente, principalmente em situações de estresse. 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). Em relação ao monitoramento realizado por estuário (Figura 22, Figura 23, Figura 24), os resultados indicam tendência de manutenção na concentração de clorofila-a, clorofila-b e carotenóides no Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus a partir do Ano 4 do monitoramento. Destacam-se os valores de clorofila-a em Barra Nova e São Mateus no último período analisado, Chuvoso 2024_2025, bem reduzidos em comparação aos demais períodos. 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 do último período (Chuvoso 2024_2025), decréscimos na concentração de pigmentos podem estar relacionados às concentrações foliares de Mn e Zn. O monitoramento no compartimento B foi descontinuado e, portanto, possui série histórica menor.

Figura 25: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (A - $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal de assimilação de carbono (A $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) 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: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



A Análise temporal da assimilação de carbono (A) e índice de conservação de energia (PI_{Total}), para a espécie *L. racemosa* presente nos estuários de Barra Nova e São Mateus, são variáveis ao longo de todo o monitoramento. Como já abordado em relatórios anteriores (FEST, 2024; FEST, 2025) não é possível verificar padrões ou tendências com base em estatísticas entre os períodos, devido às grandes variações observadas, mas diferenças pontuais podem ser verificadas. Em Barra Nova, ao longo do monitoramento, maiores valores médios de A foram registrados do Ano 1 ao Ano 3 (Chuvoso 2018_2019 a Chuvoso 2020_2021) e Seco 2022. Após estes períodos, os valores médios de A mantiveram-se abaixo dos registrados nos primeiros anos de monitoramento até Ano 6, mantendo esta tendência em Chuvoso 2024_2025. As médias de PI_{Total} neste estuário continuam a apresentar tendência de redução, padrão verificado a partir do Ano 5, uma vez que menor valor médio foi registrado em Chuvoso 2018_2019. Em Fest (2025) destacou-se a redução acentuada de PI_{Total} no Ano 6, em ambos os períodos, sendo este fato indicativo de possível tendência de redução da eficiência fotossintética, que está sendo mantida em Chuvoso 2024_2025 para a espécie em Barra Nova. No estuário de São Mateus, os maiores valores médios de A foram verificados nos períodos chuvosos (Chuvoso 2018_2019, Chuvoso 2020_2021, Chuvoso 2023_2024, e Chuvoso 2024_2025). Entretanto, neste estuário é observado tendência de baixa atividade fotossintética e pouco variável ao longo do monitoramento, principalmente no período seco. Os valores médios do índice de conservação de energia (PI_{Total}), no período chuvoso, verificados do Ano 5 ao Ano 7 e nessa última campanha, houve redução em relação aos observados nos anos anteriores, principalmente a partir do Chuvoso 2021_2022. O período seco mostra tendência de aumento neste parâmetro e maiores detalhes podem ser obtidos em relatórios anteriores (FEST, 2024 e FEST, 2025).

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 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



Observa-se aumento da capacidade antioxidante (menor valor de DPPH) no período Chuvoso 2024_2025 para a espécie *L. racemosa* no estuário do Piraquê-Mirim (Figura 26). Houve manutenção dos valores de DPPH em Barra nova, indicando comportamento similar, em termos de estresse oxidativo da espécie, descrito no período Seco 2024. Em São Mateus, observa-se pequena redução na capacidade oxidativa de *L. racemosa* (maior valor de DPPH) no último período analisado. Entretanto, considerando toda a série histórica deste estuário, não se pode confirmar tendência de maior ou menor capacidade oxidativa visto que os valores médios de DPPH observados em todos períodos são muito próximos. 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 (ver detalhes Figura 15 e respectiva análise).

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 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

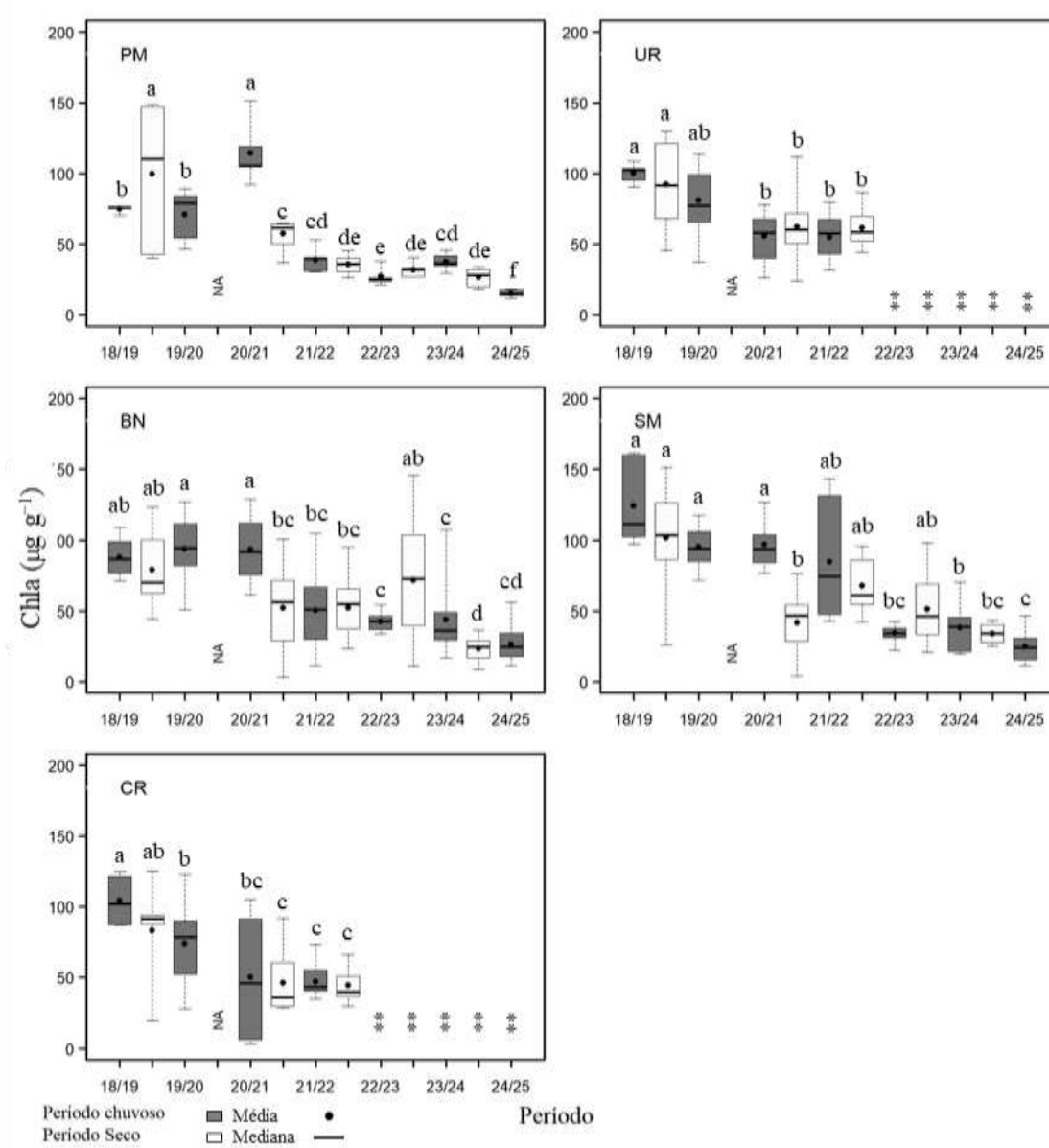


Figura 28: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila b (Chlb) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

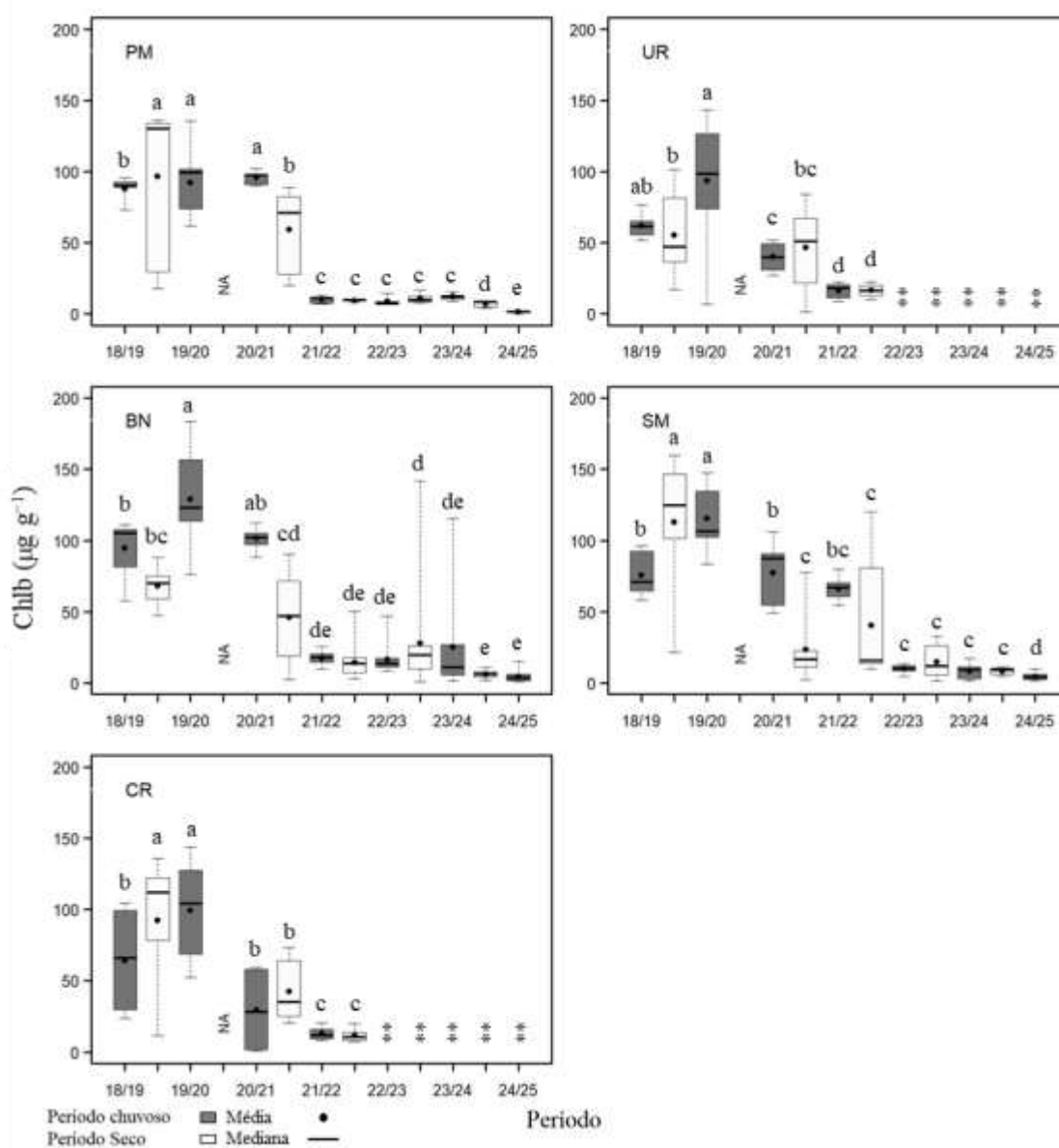
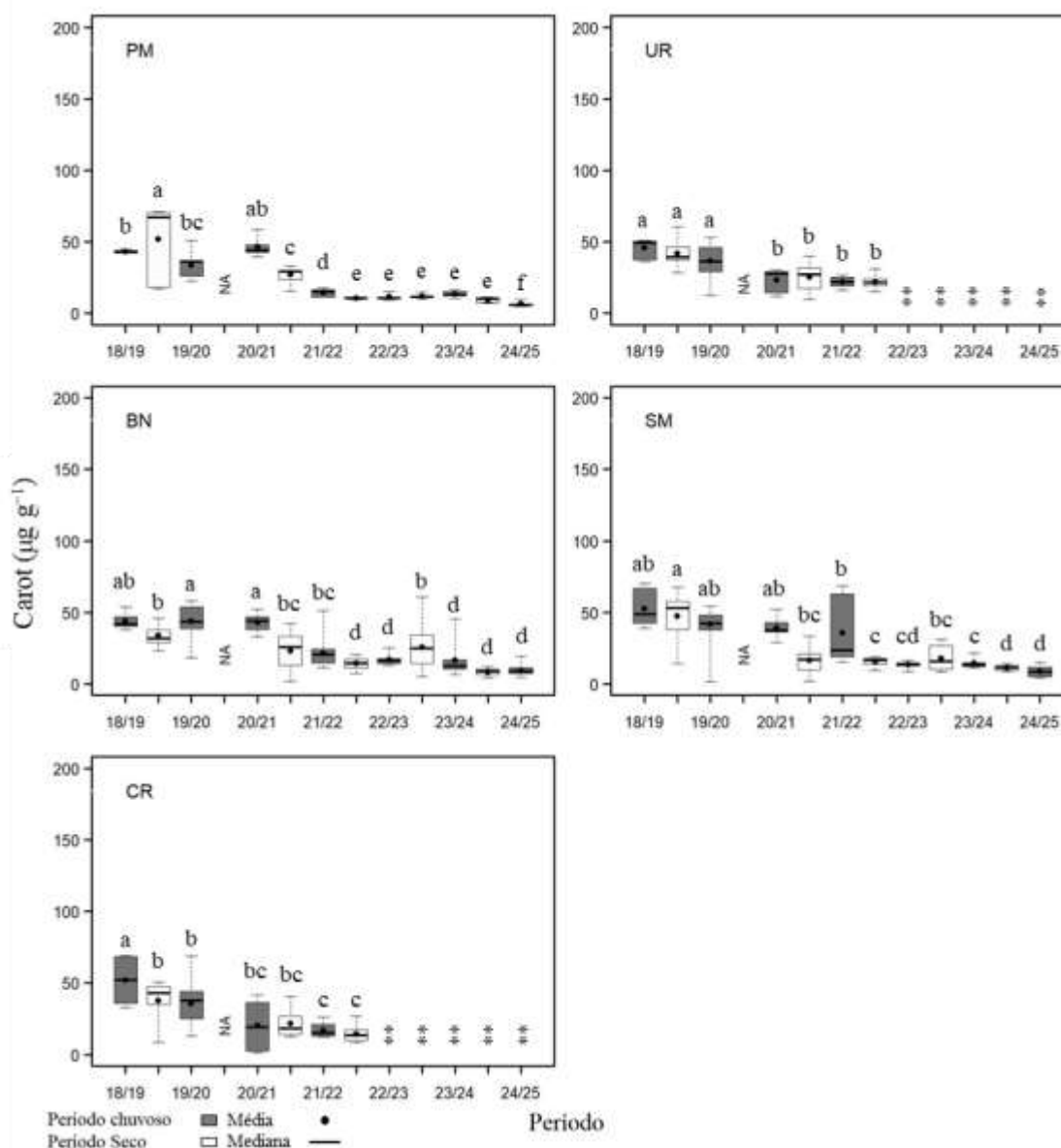
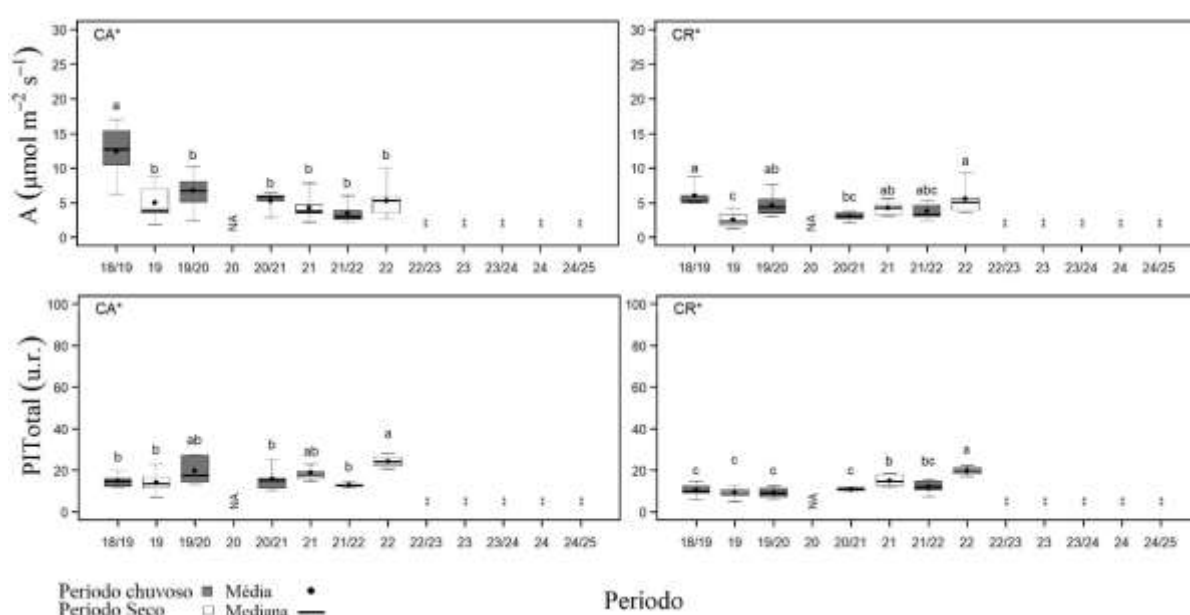


Figura 29: Indicador Ecológico Flora - - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de carotenoides (Carot) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



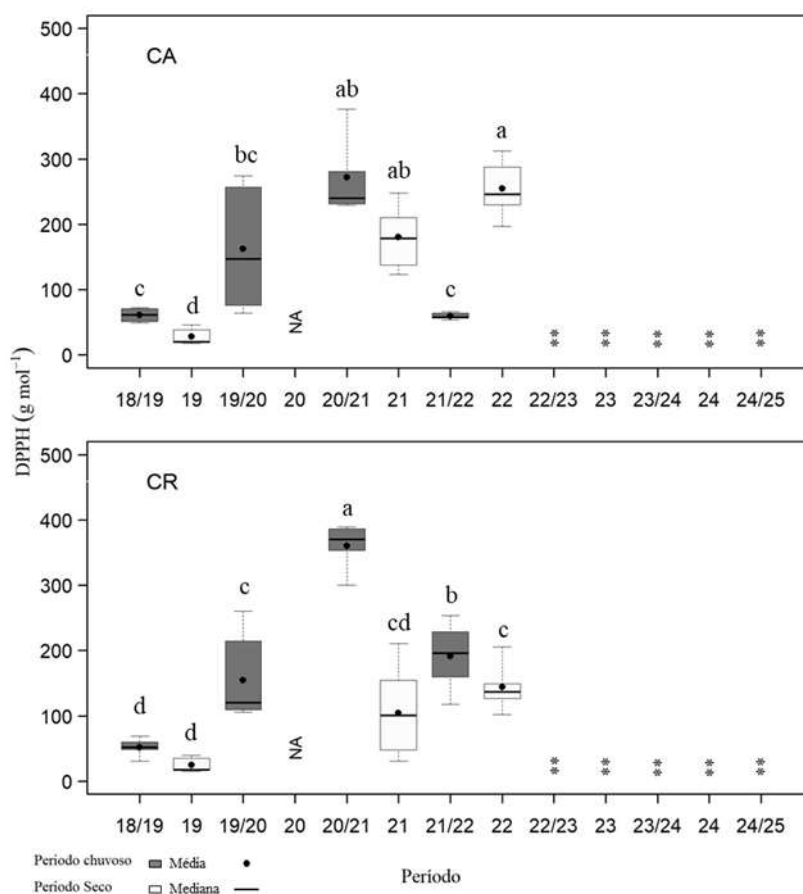
Houve redução na concentração de clorofila-a, clorofila-b e carotenoide nas florestas de *L. racemosa* localizada no Piraquê-Mirim no período Chuvoso 2024_2025 (Figura 27, Figura 28, Figura 29). Entretanto, essa redução vem sendo observada desde o período Seco 2021. No estuário de Barra nova ocorreu aumento no teor de clorofila-a quando os dados são comparados ao Seco 2024. Não houve alteração para clorofila-b e carotenoides, que continuaram com valores semelhantes ao período anterior. São Mateus apresentou pequena redução na concentração de clorofila-a e clorofila-b no Chuvoso 2024_2025, diferentemente de carotenoide, que se manteve como no Seco 2024.

Figura 30: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono ($A - \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} unidade relativa). Análise temporal de assimilação de carbono ($A - \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) para a espécie *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a março de 2025. Legenda: (CA) Costa das Algas; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo e sul da Bahia. 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 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



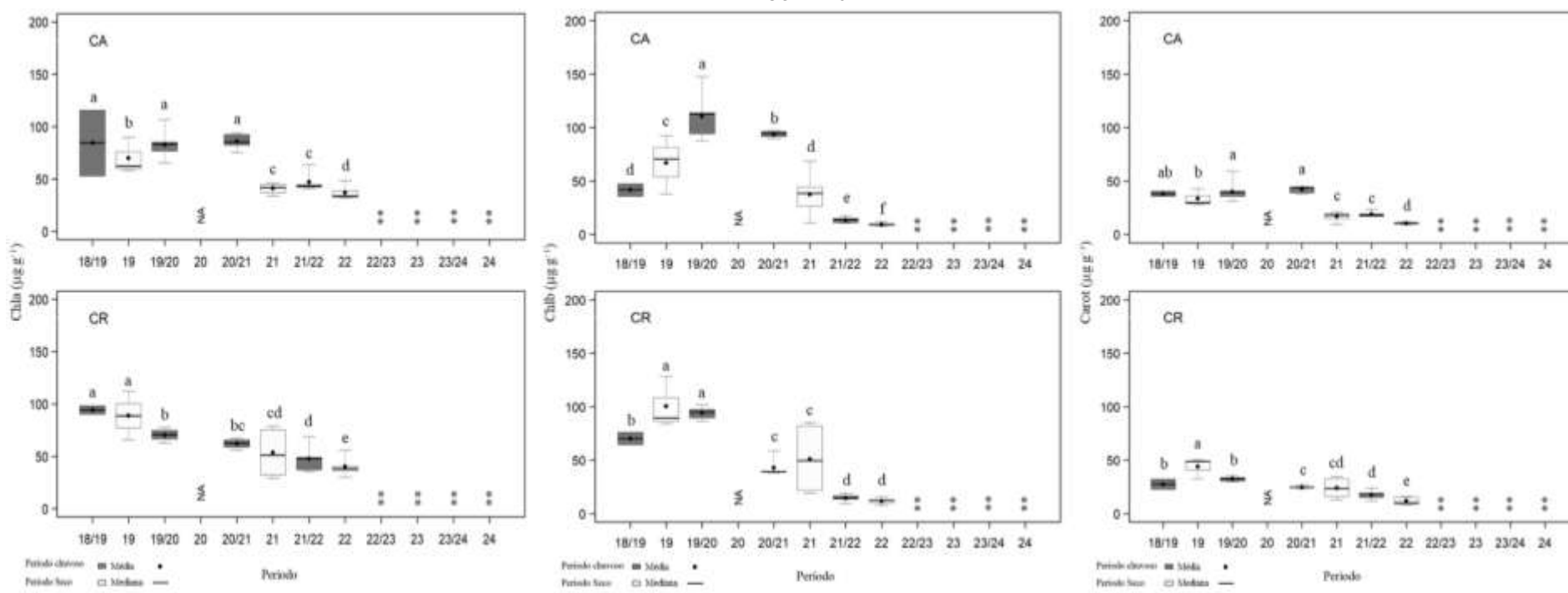
As áreas de amostragem Costa das Algas e Caravelas deixaram de ser monitoradas no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES, desta forma, para a espécie *Avicennia schaueriana* a série histórica é menor, até Seco 2022. Conforme apresentado em relatórios anteriores, a avaliação temporal das plantas de *A. schaueriana* na área da APA de Costa das Algas mostra redução da assimilação de carbono (A) ao longo de todo o monitoramento, e no manguezal de Caravelas é observada recuperação da atividade fotossintética no período seco a partir de Seco 2021. Além disso, no manguezal de Caravelas e Costa das Algas apresentaram tendência de recuperação do índice de desempenho fotoquímico nos períodos secos. Contudo, em Costa das Algas, indícios de melhoria do desempenho fotoquímico foram registrados no período Chuvoso 2019_2020, sem reflexo nos períodos chuvosos seguintes.

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 *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (CA) Costa das Algas; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo e sul da Bahia. 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 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



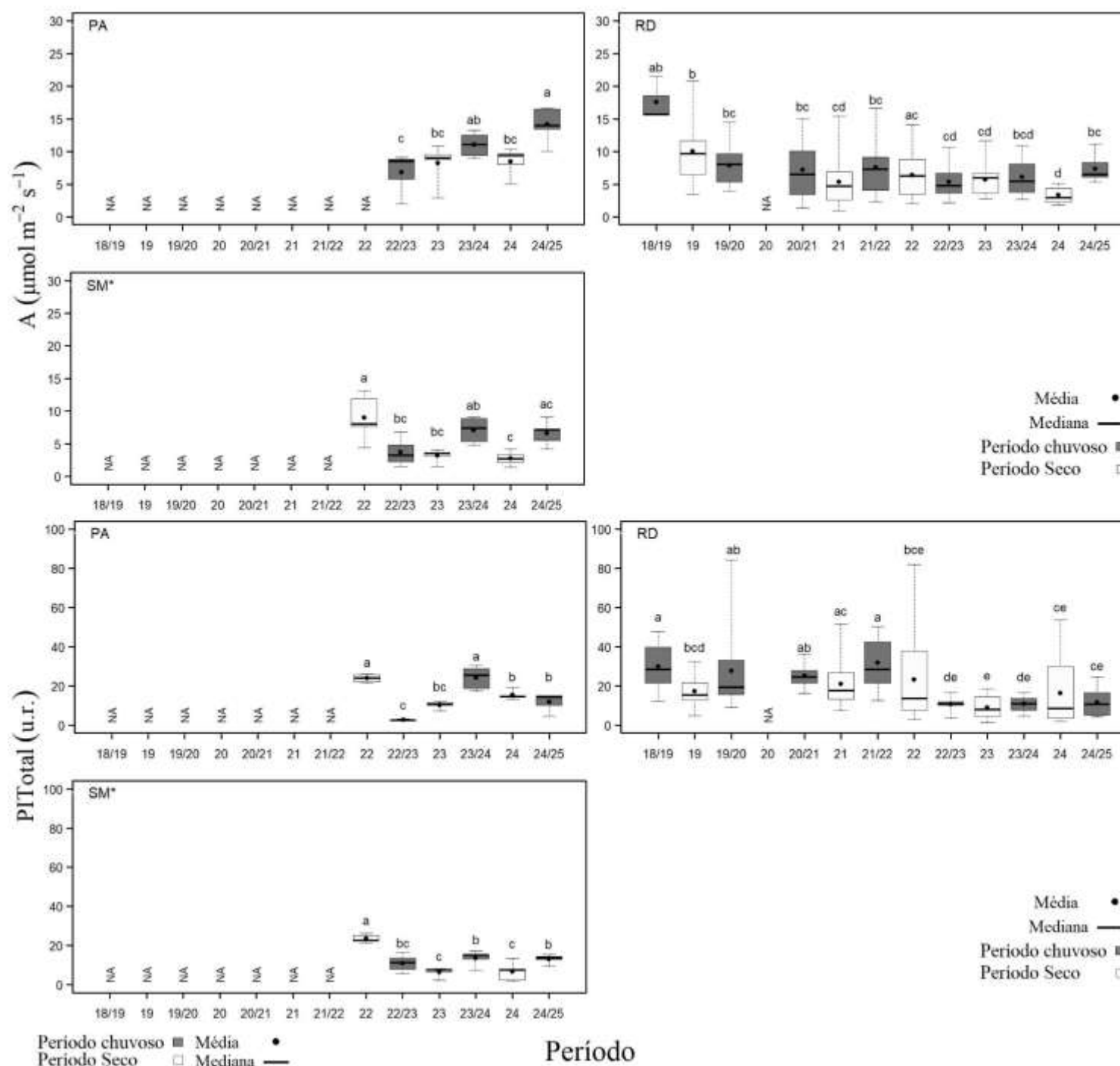
Costa das Algas e Caravelas são áreas de amostragem que deixaram de ser monitoradas no Novo Ciclo do PMBA, justificando série histórica menor para a espécie *Avicennia schaueriana* (Figura 31). De acordo com os relatórios anteriores, o maior valor de DPPH foi observado em Costa das Algas no período Seco 2022, seguido pelos períodos Chuvoso 2020_2021 e Seco 2021, sugerindo redução na capacidade oxidativa da espécie e, consequentemente, possível estresse oxidativo. Contrariamente, o período Seco 2019 foi o de maior atividade antirradicalar de *A. schaueriana*. Em Caravelas, maiores valores de DPPH foram registrados nos períodos Chuvoso 2020_2021 e Chuvoso 2021_2022. Os demais períodos demonstraram tendência de maior capacidade oxidativa, considerando os valores reduzidos de DPPH.

Figura 32: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila a (Chla), Concentração de clorofila b (Chlb) e Concentração de carotenoide (Carot) para a espécie *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (CA) Costa das Algas; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo e sul da Bahia. 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 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



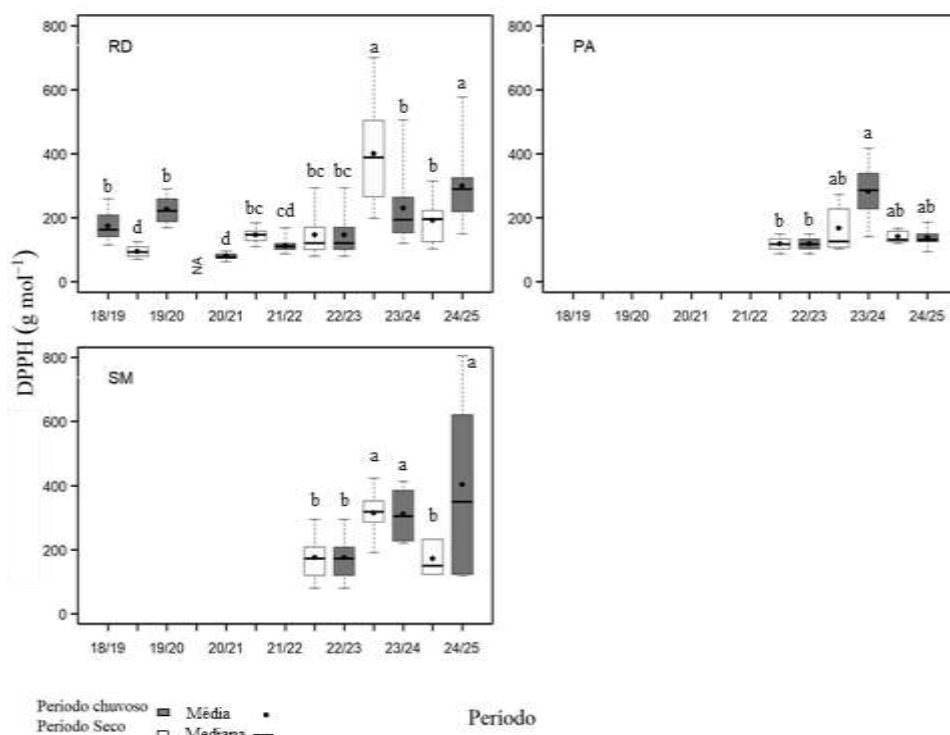
Costa das Algas e Caravelas são áreas de amostragem que deixaram de ser monitoradas no Novo Ciclo do PMBA, justificando série histórica menor para a espécie *Avicennia schaueriana* (Figura 32). Houve tendência de redução na concentração dos pigmentos clorofila-a, clorofila-b e carotenoides a partir do período Chuvoso 2020_2021 em Costa das Algas (CA) e Caravelas (CR), corroborando os resultados do estresse oxidativo (DPPH) e dos maiores valores de Fe, Mn, Zn e Cu foliar neste período. Para maiores detalhes, consultar relatórios anteriores (RRDM, 2022 RT39C Ambiente Costeiro).

Figura 33: Indicador Ecológico Flora - Assimilação de carbono (A - $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e Índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa). Análise temporal de assimilação de carbono (A - $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) para a espécie *Talipariti pernambucense* 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) – Ano 7 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.



Para a espécie *Talipariti pernambucense*, a análise temporal no estuário de Piraquê-Açu apresenta diferença estatística apenas no período chuvoso, uma vez que neste estuário, assim como em São Mateus, o período de monitoramento é menor. Desta forma, as plantas de *T. pernambucense* monitoradas até o momento indicam melhoria da atividade fotossintética, como registrado em Fest 2025. O índice de desempenho fotoquímico (PI_{Total}) registrou melhoria no Ano 6 em ambos os períodos. Na presente avaliação (Chuvoso 2024_2025) houve redução de PI_{Total} , contudo, devido ao curto período de monitoramento neste estuário, ainda não é possível verificar tendência temporal. Nas áreas próximas à foz do rio Doce, a atividade fotossintética em *T. pernambucense* manteve-se estável até o período Seco 2021, quando comparada a Chuvoso 2018_2019 (mais detalhado em FEST, 2024). Os dados referentes ao Ano 5 e 6 mostram tendência da redução nos períodos Chuvoso 2022_2023 e Seco 2024, este último ainda continua registrando o menor valor médio. No entanto, em Chuvoso 2024_2025, assim como foi registrado em Chuvoso 2023_2024, os dados podem indicar tendência de melhoria da produtividade primária. As plantas monitoradas no rio Doce mantem a eficiência fotoquímica (PI_{Total}) pouco variável ao longo do monitoramento, mas tendendo à redução (mais detalhado em FEST, 2024), principalmente a partir de Chuvoso 2022_2023 e permanecendo até o momento (Chuvoso 2024_2025). Diferenças entres períodos e informações detalhadas sobre o período seco estão disponíveis em Fest, 2025. No estuário de São Mateus ainda não é possível definir tendências para *T. pernambucense*, principalmente no período chuvoso. Resultado do relatório anterior registrou reduções nas atividades fotossintéticas (A e PI_{Total}) apenas no período seco. Até o presente momento pode-se defir como sendo baixas as médias tanto de assimilação de carbono quanto do índice de conservação de energia, para manutenção das atividades fotossintéticas.

Figura 34: 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 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 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) – Ano 7 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 da capacidade antioxidante de *T. pernambucense* no rio Doce (Figura 34) descreve maiores valores de DPPH no período Chuvoso 2024_2025, inferindo menor capacidade antioxidante da espécie, similar ao período Seco 2023. Houve 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 2023_2024 foi marcado com menor capacidade antioxidante (maior valor de DPPH) e, consequentemente, maior estresse oxidativo, o que também foi registrado nos períodos Seco 2023 e Chuvoso 2023_2024. Entretanto, 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 (ver detalhes na Figura 16 e respectiva análise).

Figura 35: 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 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 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) – Ano 7 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.

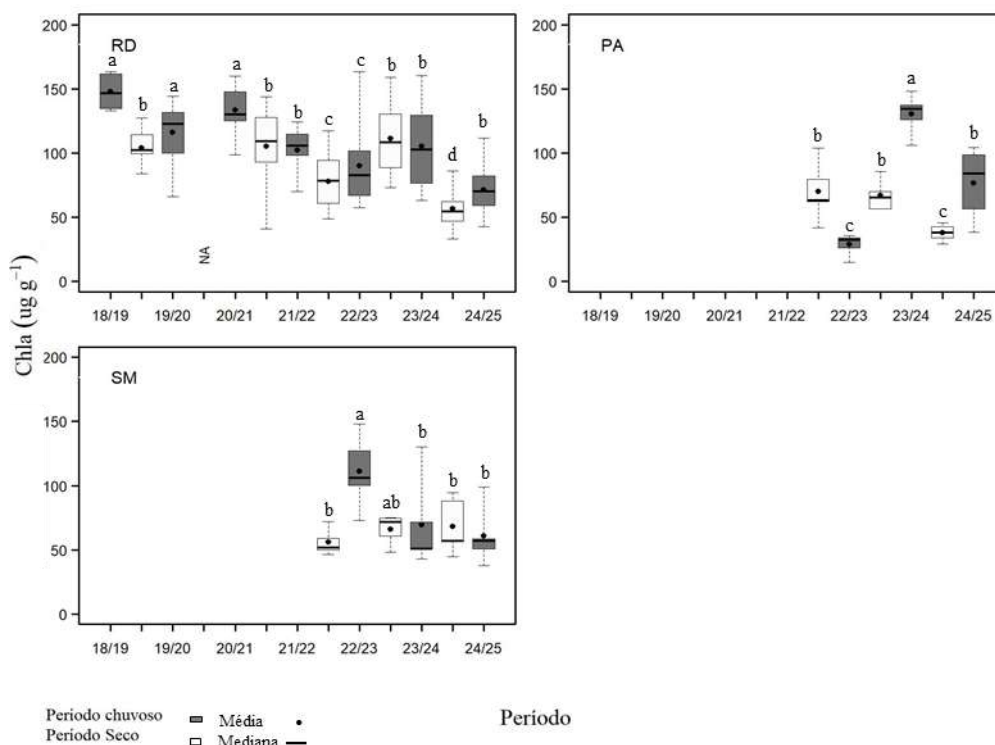


Figura 36: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de clorofila b (Chlb) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de 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) – Ano 7 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.

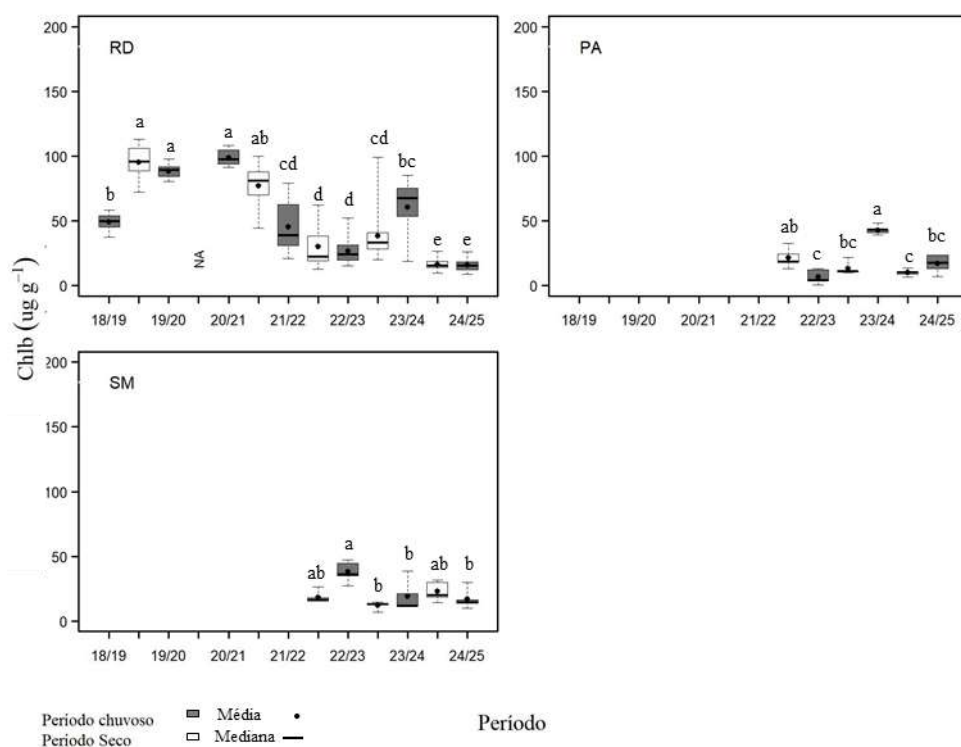
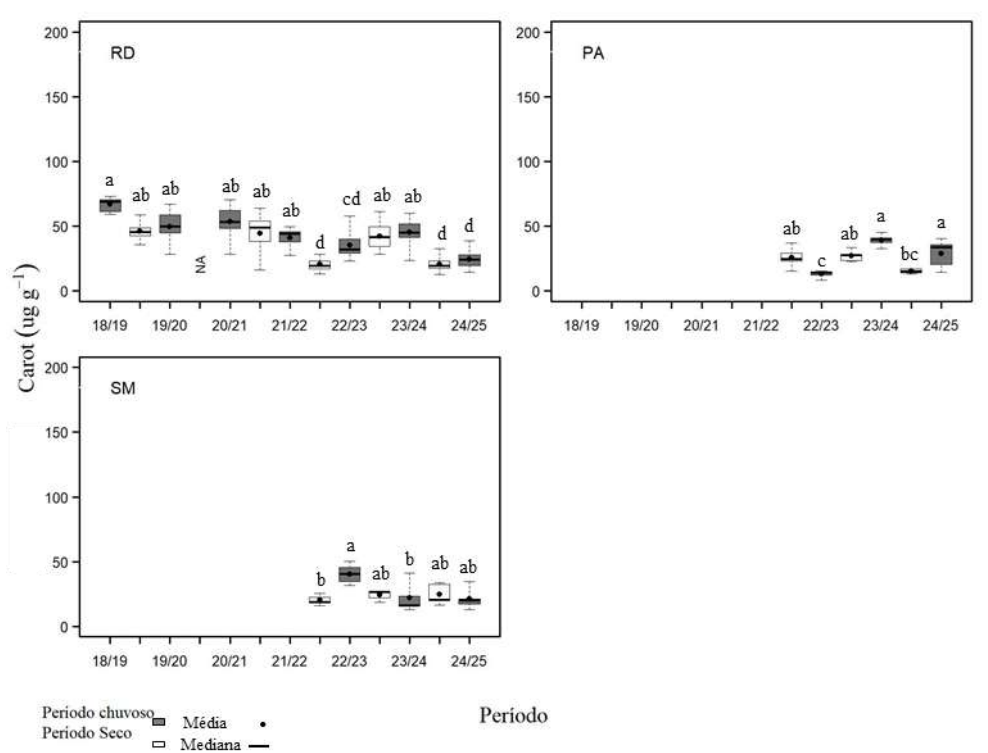


Figura 37: Indicador Ecológico Flora - Pigmentos fotossintetizantes. Análise temporal da concentração de carotenoides (Carot) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de 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) – Ano 7 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.



Os pigmentos fotossintetizantes analisados no rio Doce, no período Chuvoso 2024_2025, resultaram em aumento de clorofila-a e manutenção da clorofila-b e dos carotenoides de *T. pernambucense* comparativamente ao Seco 2024. Em toda a série temporal, não há muita alteração na concentração dos pigmentos analisados no rio Doce (Figura 35, Figura 36 e Figura 37), embora não seja possível identificar um padrão de comportamento destes pigmentos. Por exemplo, para carotenoides, observou-se estabilidade até o Chuvoso 2021_2022, tendência não observada a partir do Seco 2022. No Piraquê-Açu ocorreu aumento na concentração de clorofila-a, clorofila-b e carotenoides no Chuvoso 2024_25, comparativamente ao Seco 2024. Por outro lado, São Mateus descreve manutenção dos valores de clorofila-a desde o chuvoso 2023_2024. Comportamento similar pode ser observado para a clorofila-b e carotenoides (Figura 35, Figura 36 e Figura 37). No período atual (Chuvoso 2024_2025), a concentração de pigmentos fotossintéticos indica ter influência dos metais Fe e Mn (para clorofila-a e carotenoides) e Pb (para clorofila-b).

Figura 38: Indicador Ecológico Flora – Mapeamento temático da assimilação de carbono ($A \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a fevereiro de 2025 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, Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (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 Barra do Riacho, Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023).

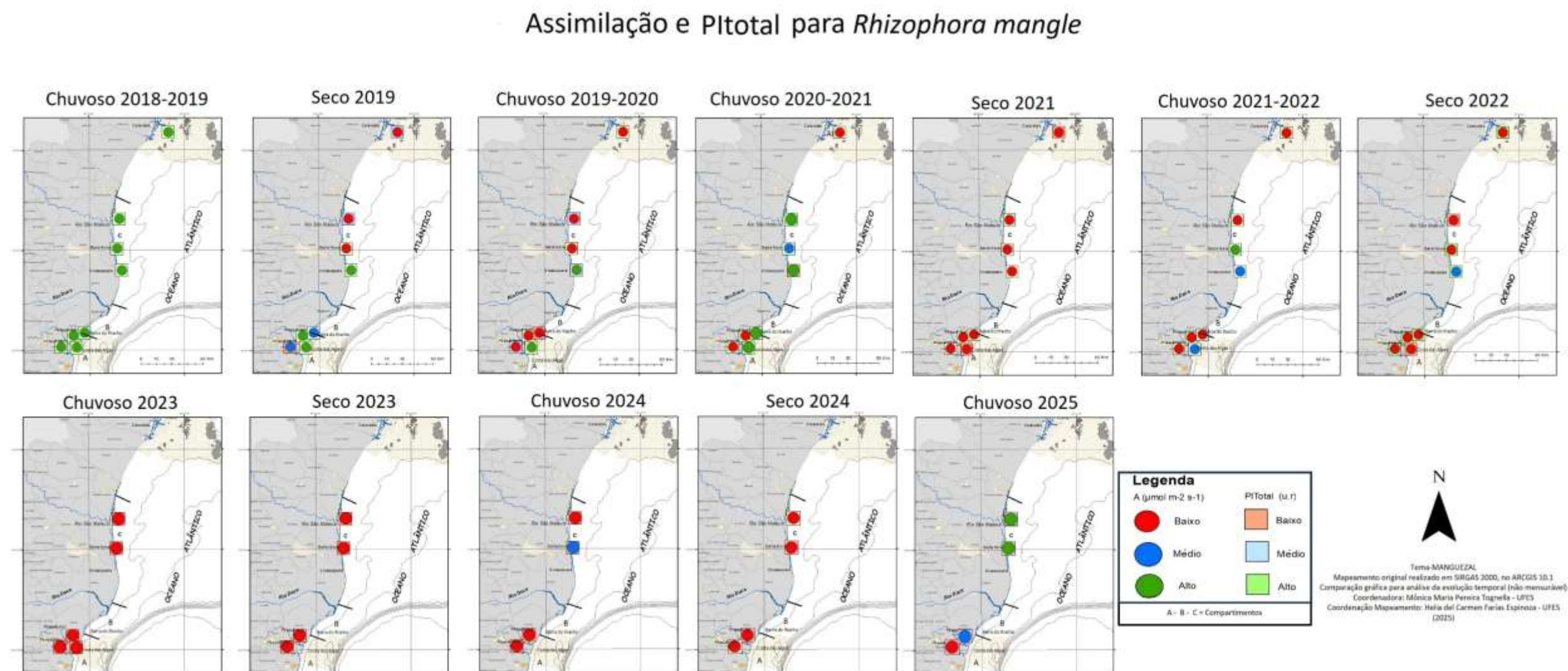


Figura 39: Indicador Ecológico Flora – Mapeamento temático da assimilação de carbono (A $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a fevereiro de 2025 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (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 Urussuquara e Caravelas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023).

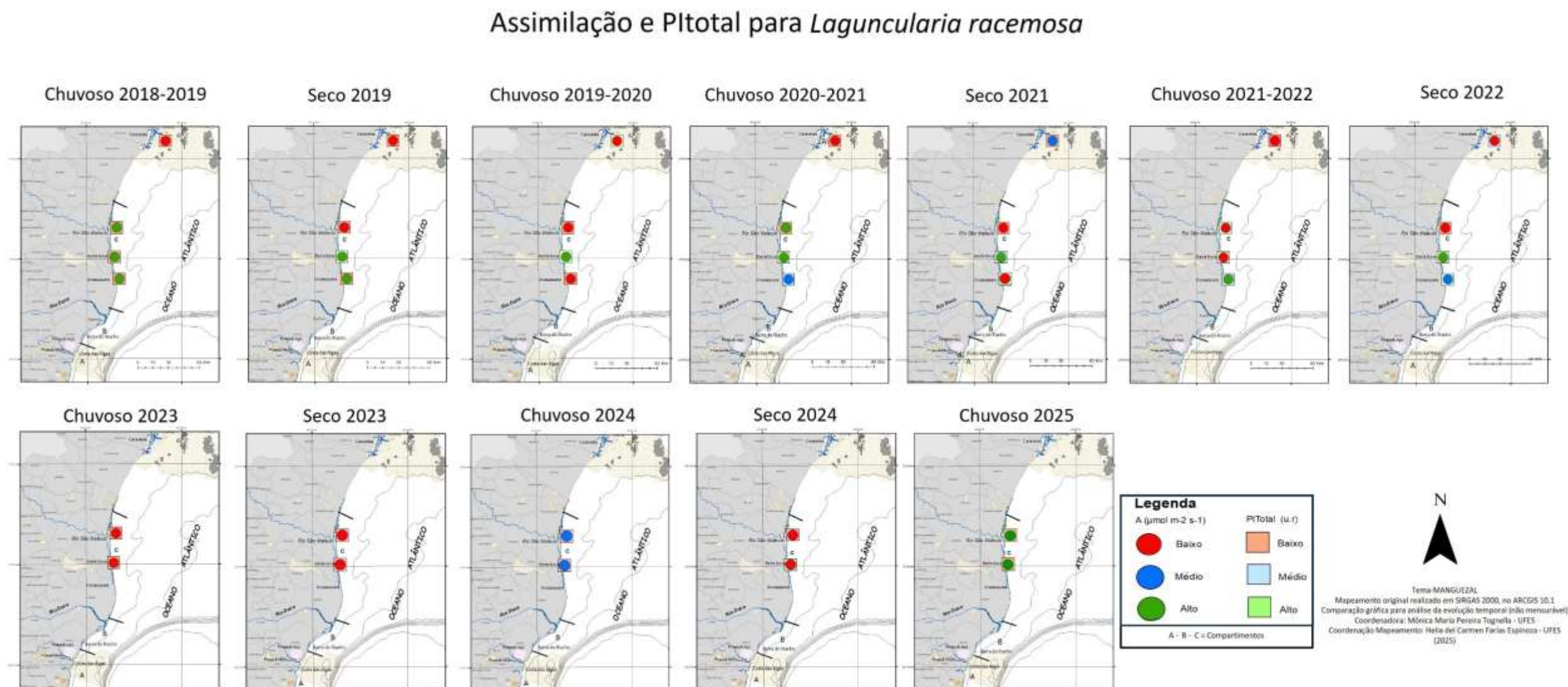
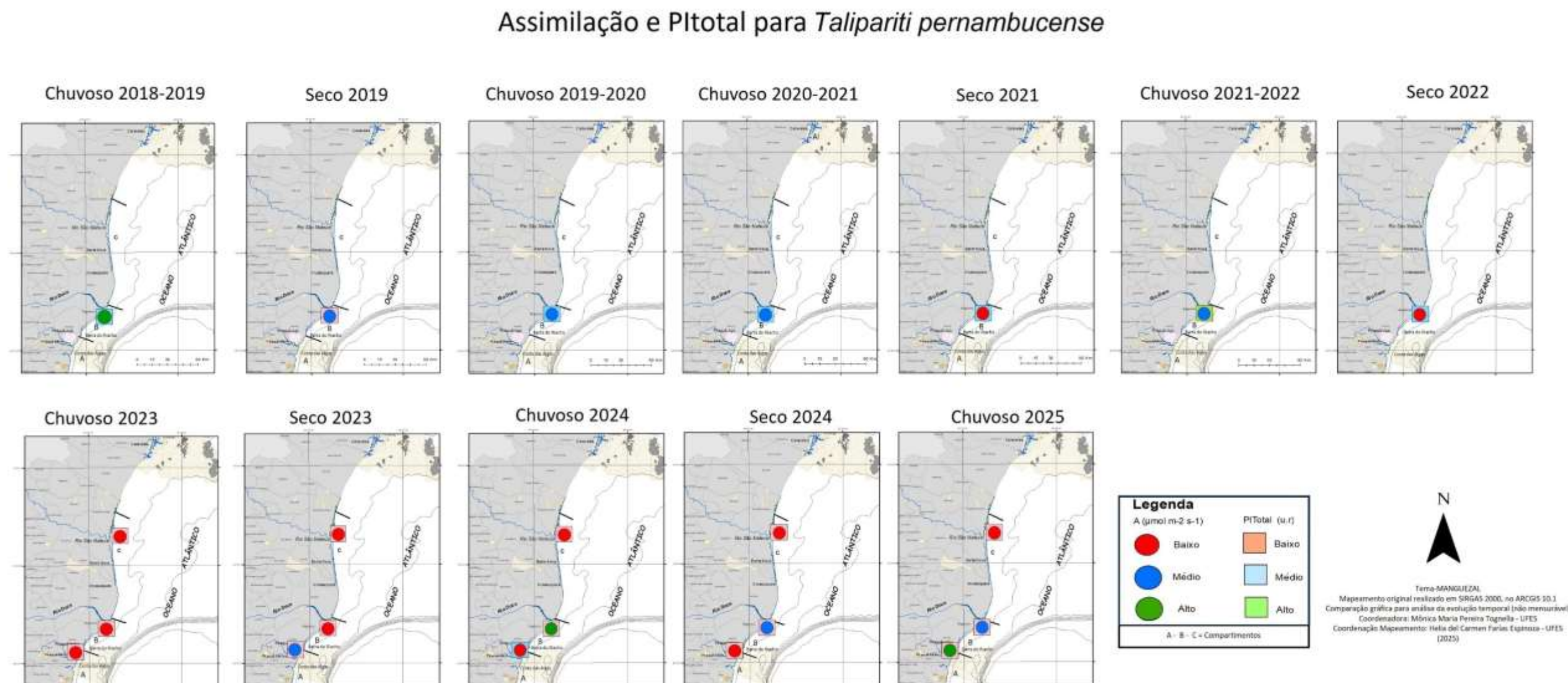


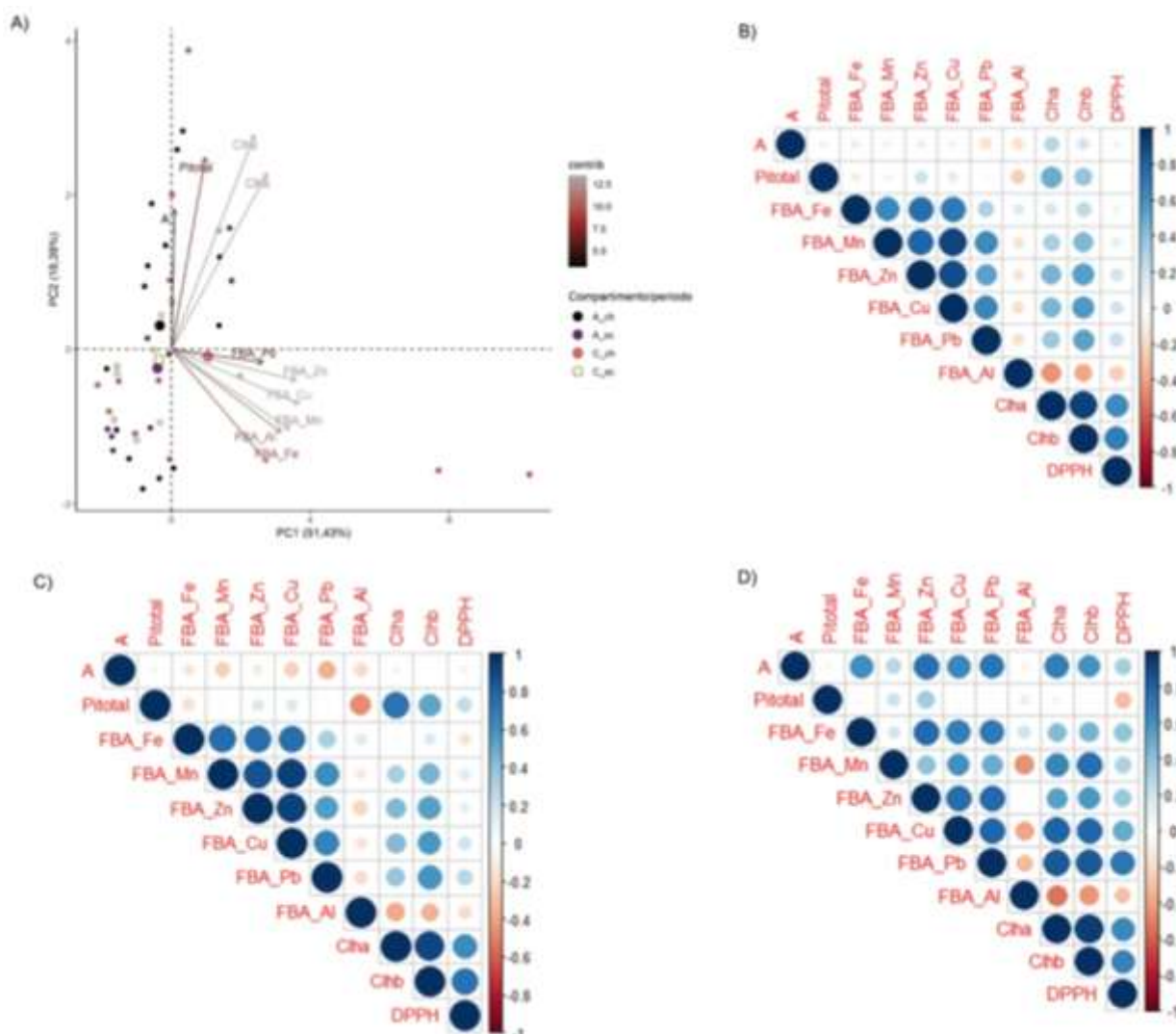
Figura 40: Indicador Ecológico Flora – Mapeamento temático da assimilação de carbono ($A \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$) e do índice de conservação de energia (PI_{Total} – unidade relativa) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de outubro de 2018 a setembro de 2022 no rio Doce e no período de janeiro a fevereiro de 2025 no Piraquê-Açu, rio Doce 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).



O mapeamento temático dos parâmetros assimilação de carbono (A) e índice de conservação de energia (PI_{Total}) obtido para o período Chuvoso 2025, assim como em Fest (2025), continua indicando valores abaixo da média calculada para o PMBA/Fest-UFES. Porém, estes dados são menos acentuados como verificado em Chuvoso 2023 e Seco 2023 (FEST, 2024; FEST 2023b), exceto para o PI_{Total} , este diminuiu em todos os estuários. A redução da atividade fotossintética foi observada para *R. mangle*, *L. racemosa* e *T. pernambucense* (Figura 38, Figura 39 e Figura 40). Apesar disso, melhoria na atividade fotossintética foram observadas de forma pontual em cada espécie e período. Na espécie *R. mangle* melhorias das taxas de assimilação de carbono ocorreram em indivíduos nos estuários de Barra Nova e São Mateus. Entretanto, o estuário de Piraquê-Açu foi representado por valores de A dentro da média, melhoria que não era verificada deste seco 2019. *L. racemosa* apresentou melhores taxas de assimilação de carbono com valores de A acima da média nos estuários de São Mateus e Barra Nova, apesar da redução em Seco 2024 (Figura 39). A espécie *T. pernambucense*, desde sua avaliação inicial em Chuvoso 2023, registrou o menor desempenho fotossintético na área do São Mateus (Figura 40). Na área do Piraquê-Açu, os valores médios das taxas de assimilação têm oscilado ao longo do monitoramento com melhoria nos valores médios de A em Seco 2023 (FEST 2024) e Chuvoso 2025, apesar do baixo desempenho fotoquímico e bioquímico observado no período Seco 2024. A área próxima à foz do rio Doce é o local onde a espécie apresenta melhor desempenho na assimilação de carbono. Durante o período Chuvoso 2024 foram registrados valores maiores do que aqueles observados nos dois períodos de monitoramento do Ano 5 (FEST 2024 e FEST 2023b). Desde o período Seco 2024 é mantido valores de A dentro da média.

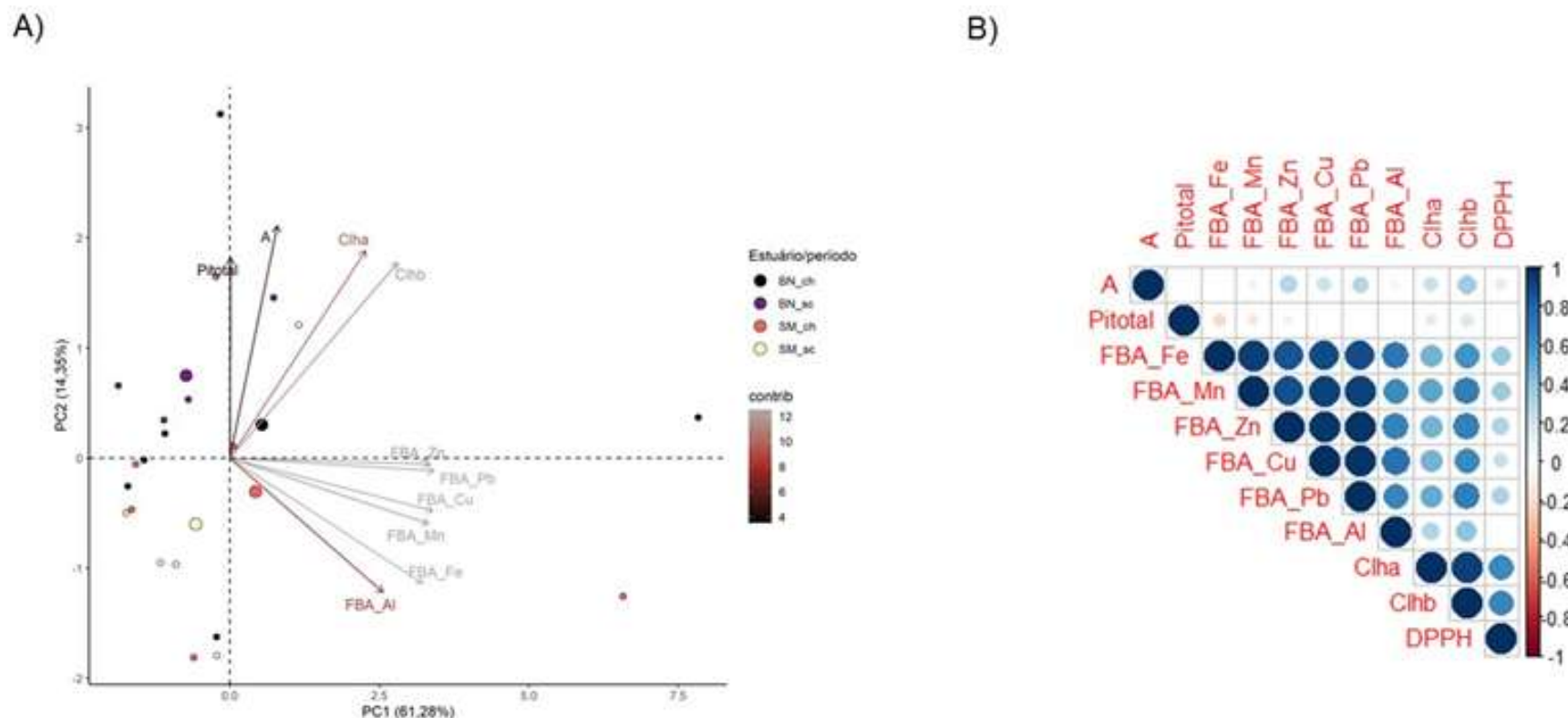
3.3 BIORREMEDIAÇÃO

Figura 41: 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) e chuvoso_23/24 (janeiro/2024 – fevereiro/2024/Ano 6) 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 chuvoso_25(janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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 CO₂, 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 os parâmetros fisiológicos em *Rhizophora mangle* foi avaliado por meio de Análise de Componentes Principais (ACP) e correlação de Spearman. Os dados obtidos para o período chuvoso mantêm o padrão já descrito nas campanhas anteriores (FEST, 2023b; FEST, 2025), particularmente quanto à dissociação entre os compartimentos A e C. O compartimento A no período chuvoso permanece fortemente associado às variáveis fisiológicas positivas, como a assimilação de CO₂ (A), a eficiência fotoquímica (Pitotal), as clorofilas a e b (Chla, Chlb) e a atividade antirradicalar (DPPH). Essas variáveis apresentaram contribuições relevantes para o segundo eixo da ACP (Dim.2), indicando que o desempenho fisiológico da espécie segue favorecido neste compartimento durante a estação. Em contrapartida, os centroides do compartimento C mantêm-se próximos à origem, sugerindo padrões intermediários, e reforçando a posição distinta do compartimento A no gradiente funcional observado. Comparado aos chuvosos anteriores, o chuvoso de 2025 se destaca pela identificação de novas correlações negativas significativas entre a assimilação de CO₂ e a bioacumulação de Cu ($r = -0,50$; $p = 0,01$) e Pb ($r = -0,42$; $p = 0,03$), indicando possível intensificação do efeito tóxico desses metais nas folhas nos anos mais recentes. Quanto ao alumínio, embora o FBA_Al continue baixo ($< 0,01$), seus efeitos fisiológicos negativos seguem evidentes. Para o período chuvoso foi observada uma correlação negativa entre FBA_Al e Pitotal ($r = -0,57$; $p < 0,01$), sugerindo prejuízo à eficiência do fotossistema II, além de efeitos moderados sobre Chla e Chlb. Esses resultados corroboram a literatura que aponta a toxicidade do alumínio em níveis traços sobre a fisiologia vegetal (Poschenrieder *et al.*, 2008), mesmo em condições naturais de baixa disponibilidade. Os resultados para o período seco estão descritos detalhadamente em FEST 2025.

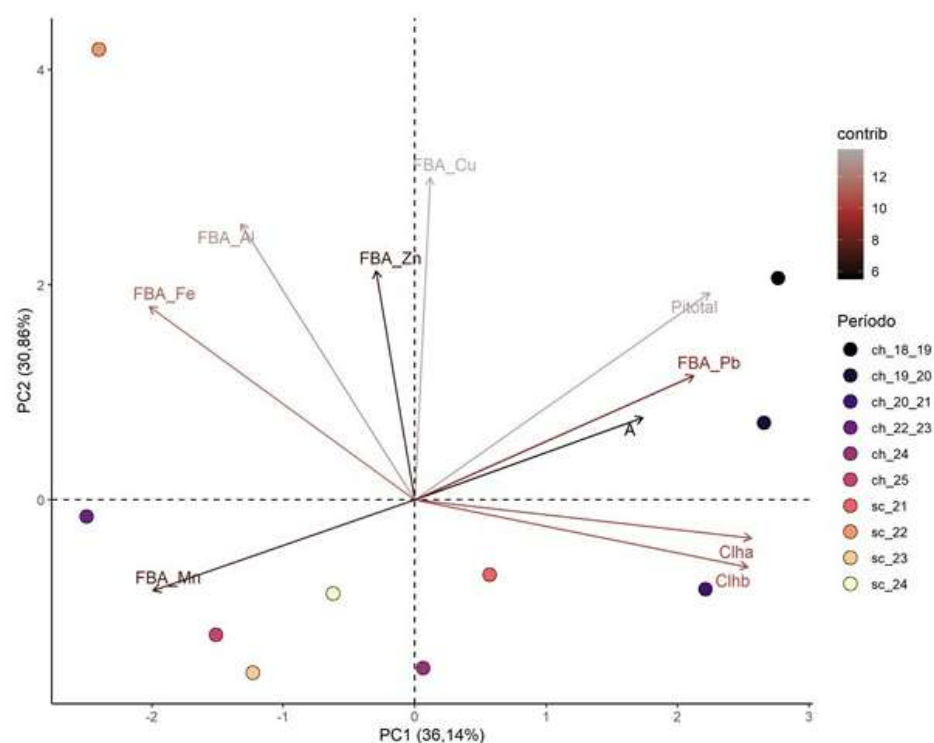
Figura 42: Indicador Ecológico Biorremediação – *Laguncularia racemosa*. Análise de componentes principais (ACP) (A) e correlação de Spearman (B) entre o Fator de bioacumulação (FBA) para Mn, Fe, Zn, Pb, Cu e Al e parâmetros fisiológicos considerando os períodos chuvoso_18/19 (outubro/2018 – março/2019/Ano 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) 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 chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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 CO₂, 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.



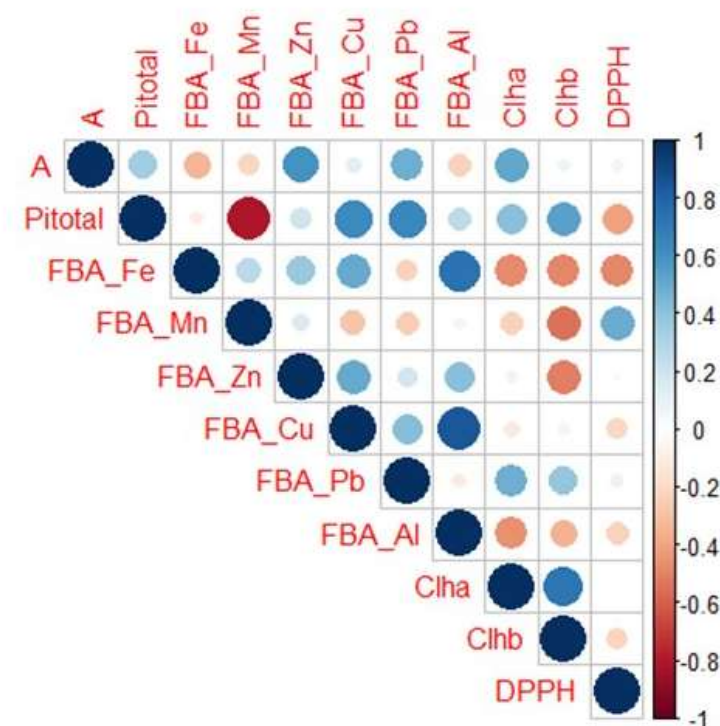
Avaliando os resultados referentes ao período Chuvoso 2025 houve a manutenção do padrão de bioacumulação para Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Al em São Mateus e Barra Nova. Esse padrão é coerente com o aumento da entrada de metais nos ecossistemas estuarinos durante o período Chuvoso, em função da intensificação do escoamento superficial e do transporte de partículas contaminadas (FEST, 2023). Esse agrupamento também demonstrou menores valores de assimilação de CO_2 (A) e do índice de desempenho fotossintético (PI_{Total}), sugerindo que 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). Assim como observado em FEST 2025 registrou-se correlações positivas e significativas entre os fatores de bioacumulação de Mn e Cu com os teores de clorofilas a e b ($r_{\text{FBA_Mn} \times \text{Clha}} = 0,49$; $r_{\text{FBA_Mn} \times \text{Clhb}} = 0,54$; $r_{\text{FBA_Cu} \times \text{Clhb}} = 0,59$; $p < 0,05$), sugerindo que, em concentrações moderadas, tais elementos participam da biossíntese e estabilidade dos pigmentos fotossintéticos (Marschner, 2012). Apesar desse papel funcional, observou-se também correlação positiva entre o FBA de Mn e o estresse oxidativo (DPPH) ($r = 0,43$; $p < 0,05$), indicando que o aumento da concentração desse metal pode desencadear desequilíbrios redox em níveis mais elevados, como relatado em outras espécies halófitas (FEST, 2025; Sharma *et al.*, 2012). Os indivíduos de São Mateus no período seco demonstram menor bioacúmulo dos metais avaliados. No quadrante superior esquerdo e associado ao eixo y positivo da ACP, tem-se o centróide de Barra Nova no período Seco que apresenta melhor desempenho fotossintético (A e PI_{Total}).

Figura 43: Indicador Ecológico Biorremediação – *Talipariti pernambucense*. 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) 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 chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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)

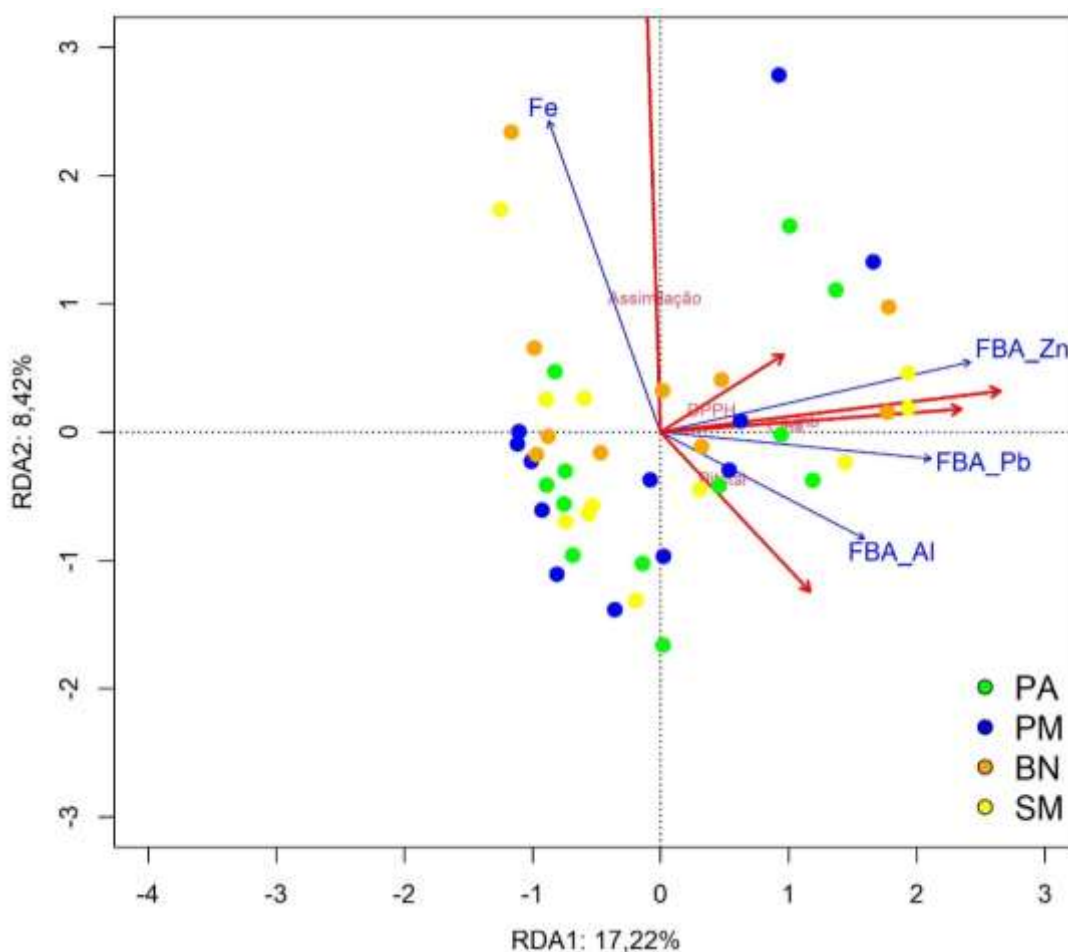


B)



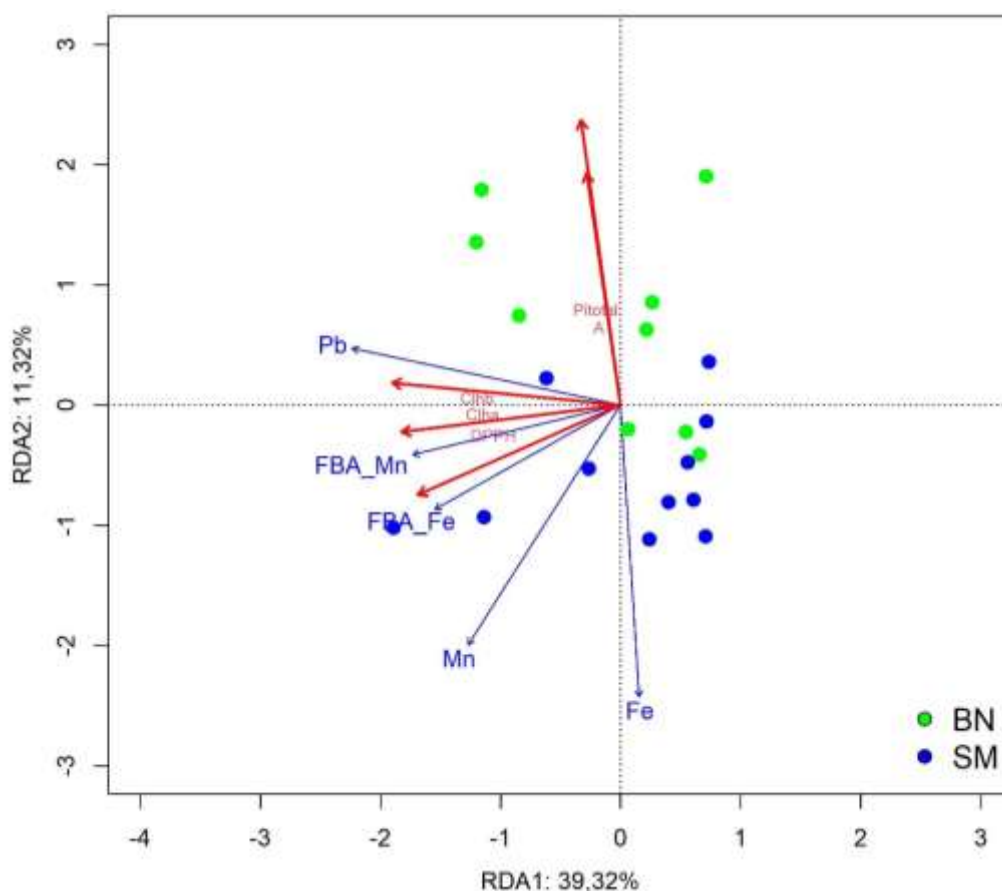
A ACP para *Talipariti pernambucense* indica que a bioacumulação para a espécie foi dispersa, ou seja, dependendo do período avaliado um grupo de metais ou um único metal teve maior bioacumulação. O período Chuvoso 2018/2019 bioacumulou Zn, Cu e Pb sendo associado ao PI_{Total} , indicando que apesar da absorção desses elementos eles não comprometeram o desempenho fotoquímico. Entretanto, o bioacúmulo de Zn interferiu negativamente na concentração de clorofila b ($r_{FBA_Zn \times Chlb} = -0,77$; $p < 0,05$). Os períodos Seco 2022 e Chuvoso 2022/2023 registraram bioacumulação de Fe e Al e, na ACP, este agrupamento encontra-se oposto a assimilação de carbono e clorofilas, sendo caracterizados como os períodos de menor produtividade, padrão reforçado pela correlação entre FBA_Al e A ($r_{FBA_Al \times A} = -0,73$; $p < 0,05$). Este resultado está conectado ao Indicador Flora para *T. pernambucense*, especificamente na Figura 16, demonstrando que a partir do período citado, em virtude da elevada precipitação, a concentração de metais aumentou e provocando redução do desempenho fotossintético. Vale ressaltar que o FBA para Al é considerado ausente, ou seja, $< 0,01$. Os períodos Seco 2023, Chuvoso 2024 e Seco 2024 bioacumularam Mn, sendo o elemento associado ao maior estresse oxidativo e correlacionado à redução no desempenho fotoquímico ($r_{FBA_Mn \times PI_{Total}} = -0,71$; $p < 0,05$). No período chuvoso 2025 foi observado a continuidade de padrões descritos anteriormente na correlação negativa entre FBA_Al e A ($r_{FBA_Al \times A} = -0,6955$; $p = 0,02$) e entre PI_{Total} e FBA_Mn ($r_{FBA_Mn \times PI_{Total}} = -0,77$; $p < 0,01$).

Figura 44: Indicador Ecológico Biorremediação - *Rhizophora mangle*. Análise de Redundância (RDA) entre metais no tecido foliar (Fe 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) 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 e chuvoso_25 (janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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/Pb - ferro e chumbo, Chla – clorofila *a*, Chlb – clorofila *b*, DPPH• - 2,2-difenil-1-picrilhidrazila (atividade antirradicalar).



A influência da concentração de metais nas folhas (Mn, Fe, Zn, Pb, Cu) Fator de Bioacumulação (Mn, Fe, Zn, Pb, Cu) e da salinidade intersticial como variáveis explicativas (vetores azuis) para o desempenho fotossintético e atividade antirradicalar (variáveis resposta – vetores vermelhos) para *Rhizophora mangle* foram analisadas por meio da Análise de Redundância (RDA). O modelo explica 25,64% da variabilidade dos dados de produção primária e de atividade antirradicalar, sendo as variáveis Fe, FBA_Pb, PBA_Zn e FBA_Al significantes na sua construção. O teste de permutação obtido para o modelo com as variáveis selecionadas mostrou-se significativo (999 iterações, $p = 0,002$). A análise da RDA revela uma correlação negativa entre o fator de bioacumulação de alumínio (FBA_Al) e o PI total, sugerindo que o acúmulo desse metal pode estar associado à redução da eficiência fotossintética, resultado também observado (Figura 41). Além disso, observa-se uma forte correlação positiva entre FBA_Zn, FBA_Pb e a atividade antirradicalar (DPPH), indicando que a bioacumulação de Zn e Pb está relacionada ao aumento do estresse oxidativo nas folhas de *R. mangle*. O efeito positivo do Fe foliar sobre a assimilação de carbono também foi observado em FEST (2025). Da mesma maneira que em FEST (2024;2025) não houve separação dos estuários e compartimentos na análise o que sugere uma homogeneidade nas pressões ambientais, especialmente quanto à presença contínua de contaminantes, independente da sazonalidade. Este padrão espacial recorrente reforça a hipótese de cronicidade da contaminação.

Figura 45: Indicador Ecológico Biorremediação – *Laguncularia racemosa*. Análise de Redundância (RDA) entre metais no tecido foliar (Mn, Fe, Pb), matéria orgânica no sedimento 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) 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 chuvoso_25 (janeiro/2025- fevereiro/2025/Ano7) 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/Pb – manganês, ferro 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 RDA explicou 50,64% da variância total ($p = 0,001$), resultando em um modelo significativo. Após a seleção de variáveis, foram mantidas no modelo os metais Fe, Mn e Pb foliares, além de FBA_Mn e FBA_Fe. A separação entre os estuários foi bem representada nos eixos da RDA, evidenciando maior estresse fisiológico no estuário do rio São Mateus, especialmente no período chuvoso de 2025, enquanto indivíduos de Barra Nova demonstraram melhor desempenho fotossintético (valores mais elevados de A e PI_{Total}). As variáveis A e PI_{Total} apresentaram correlação negativa com os metais foliares Fe e Mn, sugerindo que maiores teores desses elementos estão associados à redução da atividade fotossintética. Por outro lado, o Pb foliar apresentou correlação positiva com os teores de clorofila (Chla e Chlb) e com o DPPH, indicando possível acúmulo de pigmentos sob condição de estresse oxidativo corroborando os resultados observados anteriormente em FEST (2025).

Figura 46: 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 2025 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.

Fator de Bioacumulação de Fe Rhizophora (0-5 cm)

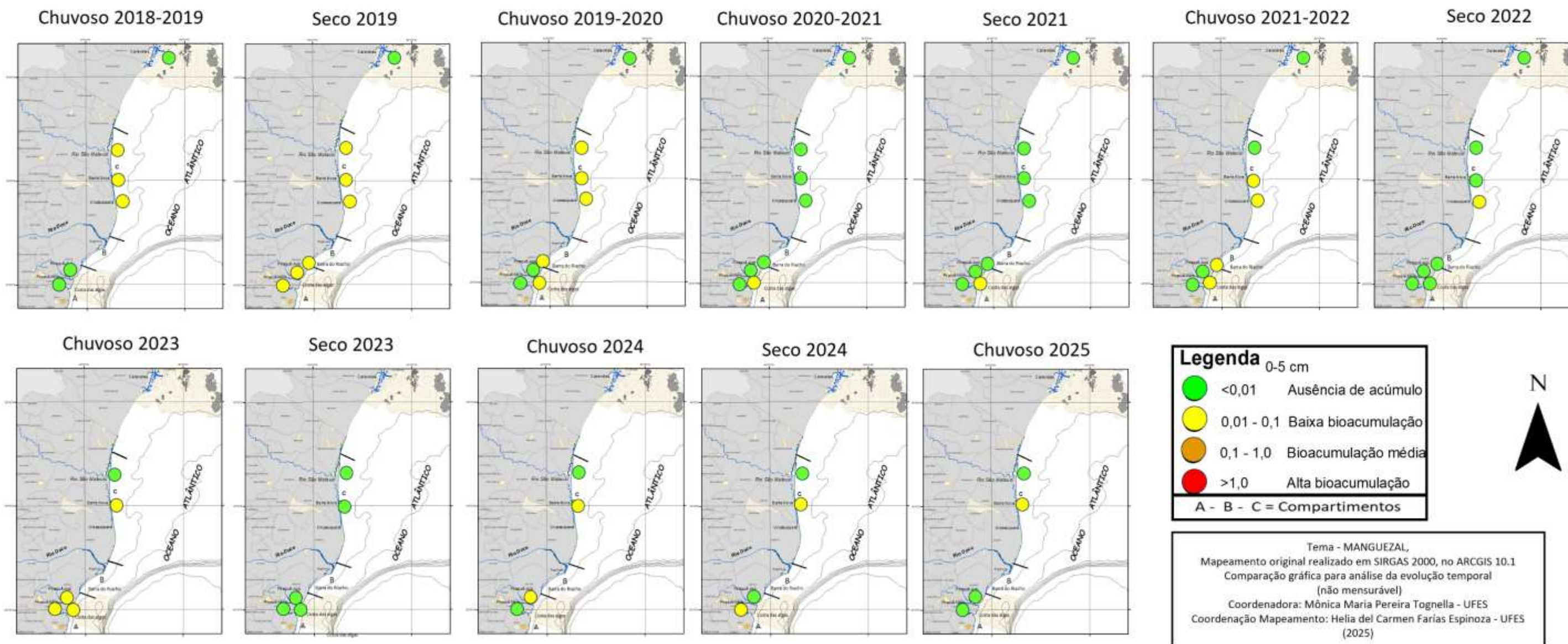
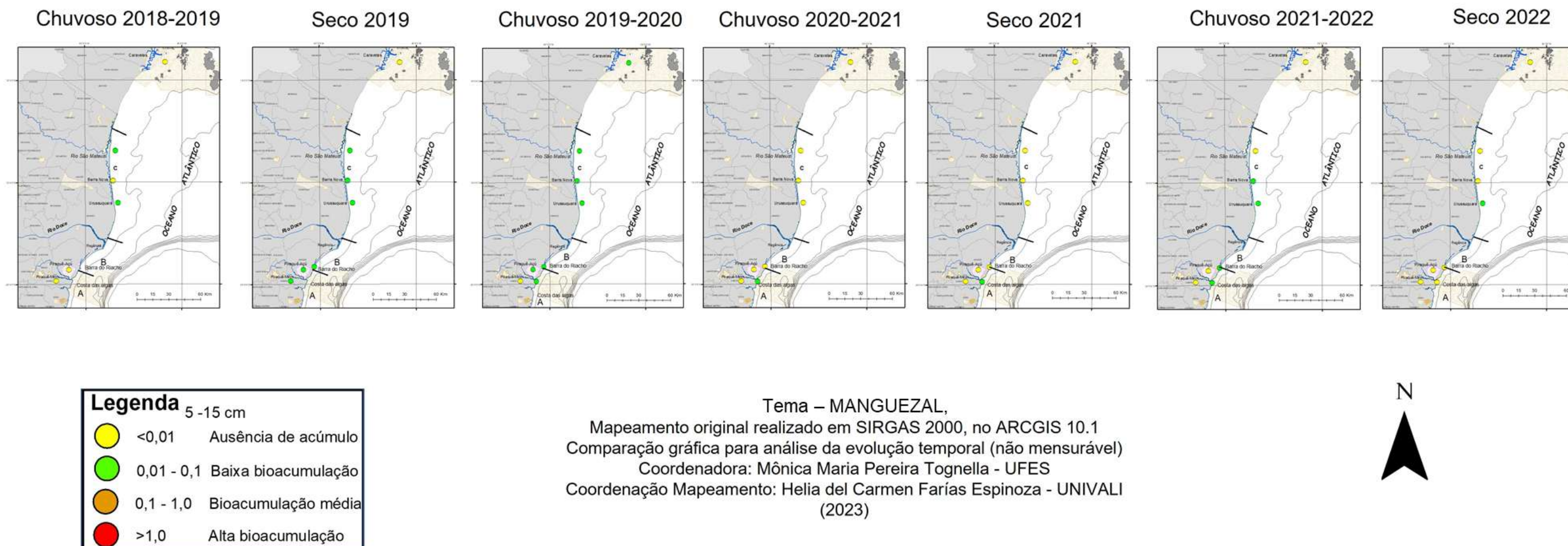


Figura 47: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Rhizophora mangle*, coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Fe *Rhizophora* (5-15 cm)



Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm

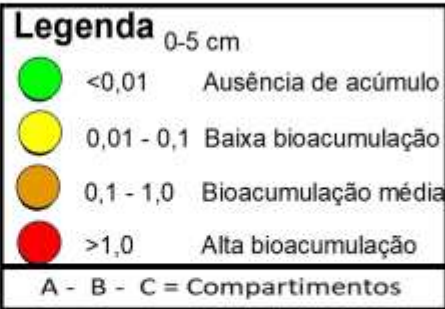


Figura 49: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Mn *Rhizophora* (5-15 cm)

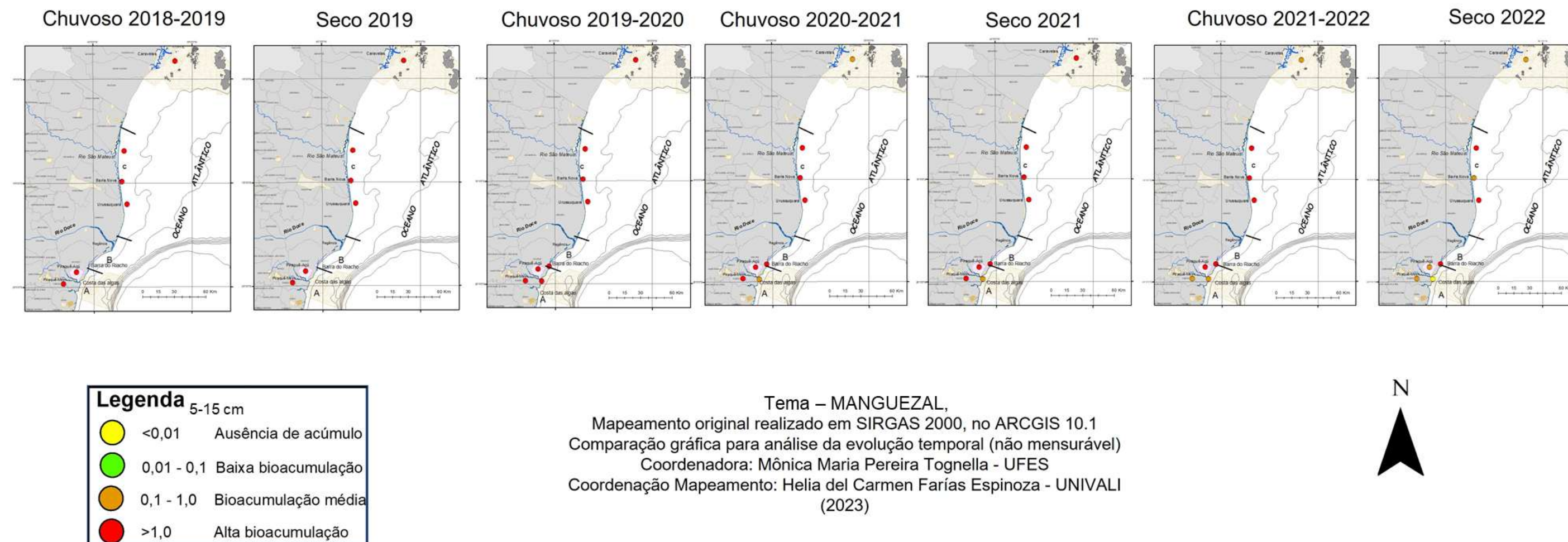


Figura 50: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim 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.

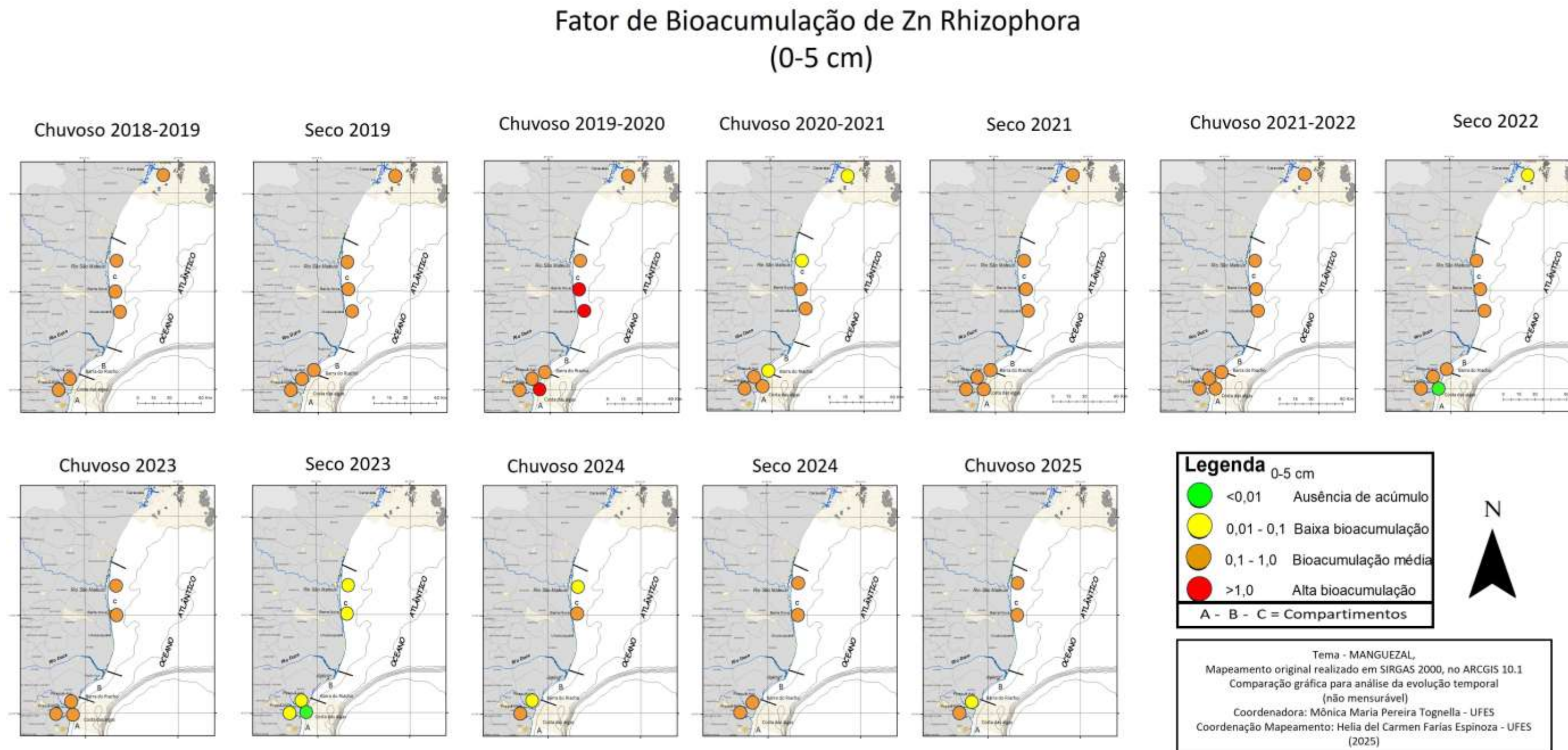


Figura 51: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Rhizophora mangle*, coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Zn *Rhizophora* (5-15 cm)

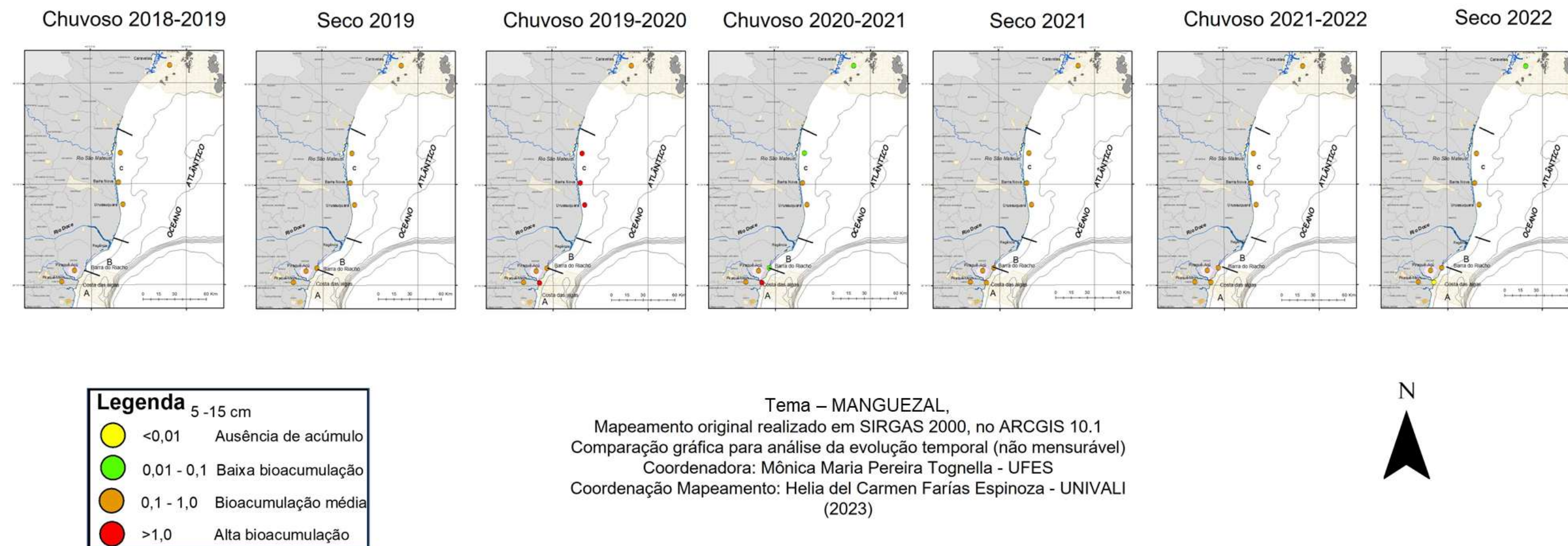


Figura 52: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Rhizophora mangle*. coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim 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.

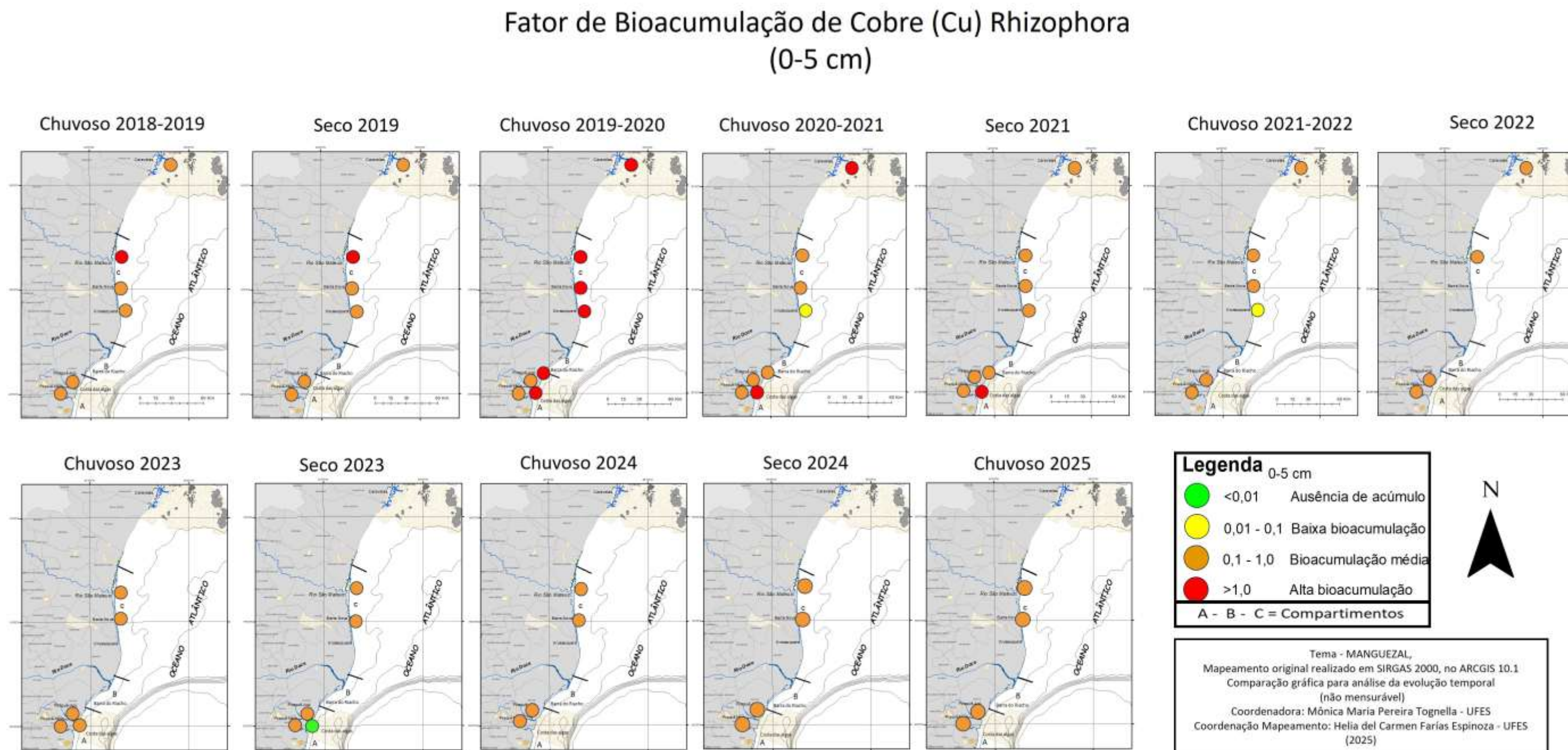


Figura 53: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Rhizophora mangle*, coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e Costa das Algas (Compartimento A), Barra do Riacho (Compartimento B), Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a)

Fator de Bioacumulação de Cobre (Cu) *Rhizophora* (5-15 cm)

Chuvoso 2018-2019

Seco 2019

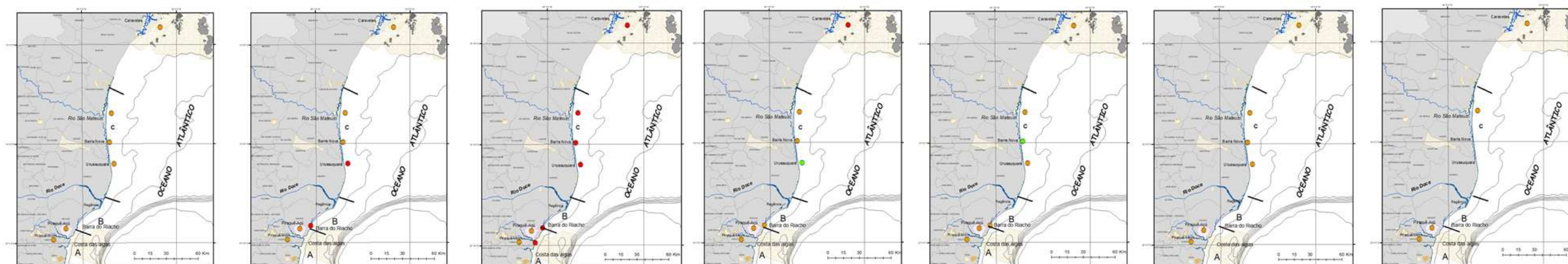
Chuvoso 2019-2020

Chuvoso 2020-2021

Seco 2021

Chuvoso 2021-2022

Seco 2022



Legenda 5 - 15 cm		
●	<0,01	Ausência de acúmulo
●	0,01 - 0,1	Baixa bioacumulação
●	0,1 - 1,0	Bioacumulação média
●	>1,0	Alta bioacumulação

Tema – MANGUEZAL,
Mapeamento original realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1
Comparação gráfica para análise da evolução temporal (não mensurável)
Coordenadora: Mônica Maria Pereira Tognella - UFES
Coordenação Mapeamento: Helia del Carmen Farias Espinoza - UNIVALI
(2023)



Figura 54: 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 2025 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.

Comparações de Bioacumulação de Chumbo (Pb) *Rhizophora* (0-5 cm)

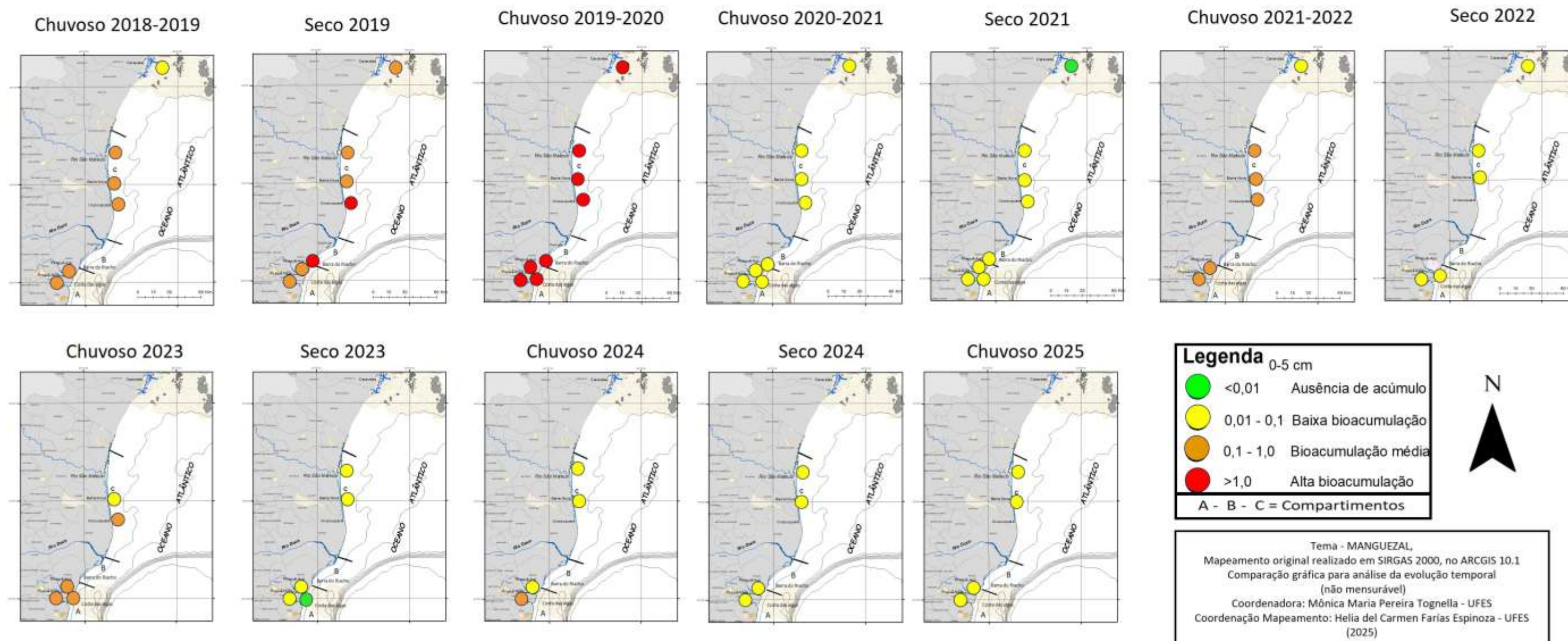
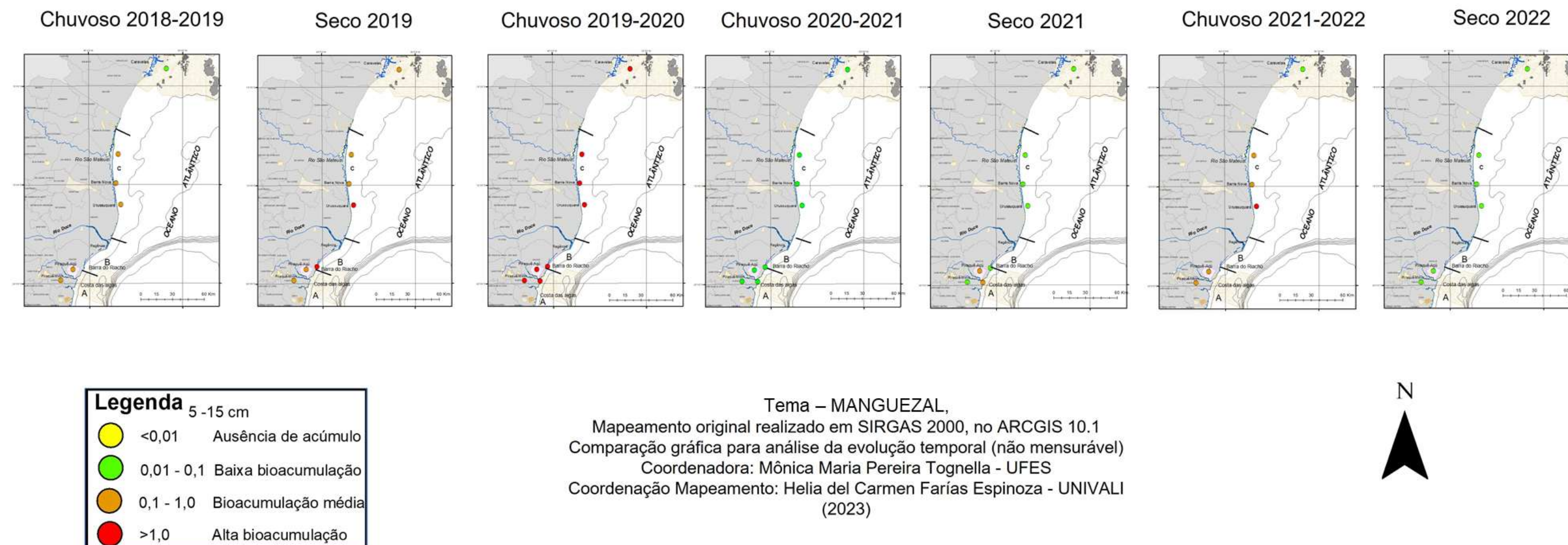


Figura 55: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Rhizophora mangle*, coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim 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: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Pb *Rhizophora* (5-15 cm)



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 maioria das espécies vegetais que crescem em solos contaminados por metais pesados não hábeis em evitar a absorção desses elementos, mas somente limitar sua translocação. Existe grande variabilidade entre espécies de planta quanto à absorção de metais. De acordo com BAKSHI *et al.*, (2018), características físico-químicas dos sedimentos também podem interferir e determinar a essa absorção. Contudo, mais importante que o total absorvido é o acúmulo de metais pesados em partes da planta que serão consumidas na cadeia alimentar (XUE e HARRISON, 1991). Na série temporal, *R. mangle* não acumulou Fe nas folhas ou apresentou baixa bioacumulação, como observado pelos valores de FBA (Figura 46). Apesar disto, concentrações de Fe acima dos valores preconizados por Cuzzuol e Campos (2001) foram encontradas principalmente no Ano 6 (períodos Chuvoso 2024 e Seco 2024). Alta bioacumulação de Mn pode ser observada durante toda a série histórica desta espécie (Figura 48), com algumas exceções no Piraquê-Açu (Seco 2022, Chuvoso 2024 e Seco 2024) e em Barra Nova (Seco 2023). Nos estuários do Piraquê-Mirim e São Mateus houve alta bioacumulação do metal durante todo o monitoramento. Este fato pode ser explicado porque o Mn não forma sulfetos estáveis e algumas espécies como *R. mangle* (e, em menor escala, *L. racemosa* – Figura 58 podem apresentar maior concentração deste metal no tecido foliar em decorrência da solubilização do Mn nas condições redutoras típicas do ecossistema de manguezal, tornando este metal mais biodisponível que outros (Lacerda, 1997). Para Zn, percebe-se tendência de média bioacumulação, com pequenas variações observadas no mapa nos períodos Seco 2023, Chuvoso 2024 e Chuvoso 2024_2025 (Figura 50). Para Cu (Figura 52) também se observa tendência de média bioacumulação, principalmente no Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, como observado na série temporal. Em Barra Nova e São Mateus, foram observadas exceções no Ano 1 e Ano 2, com alto bioacúmulo de Cu. Para Pb, observa-se 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, houve baixa bioacumulação de Pb nas folhas de *R. mangle*, com algumas exceções para o período Chuvoso 2021_2022, Chuvoso 2023 e Chuvoso 2024 no Piraquê-Açu que apresentou bioacúmulo médio do metal (Figura 54). De acordo com UR RAHMAN *et al.* (2024), após a absorção de Pb, 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.

Figura 56: 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 2025 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.

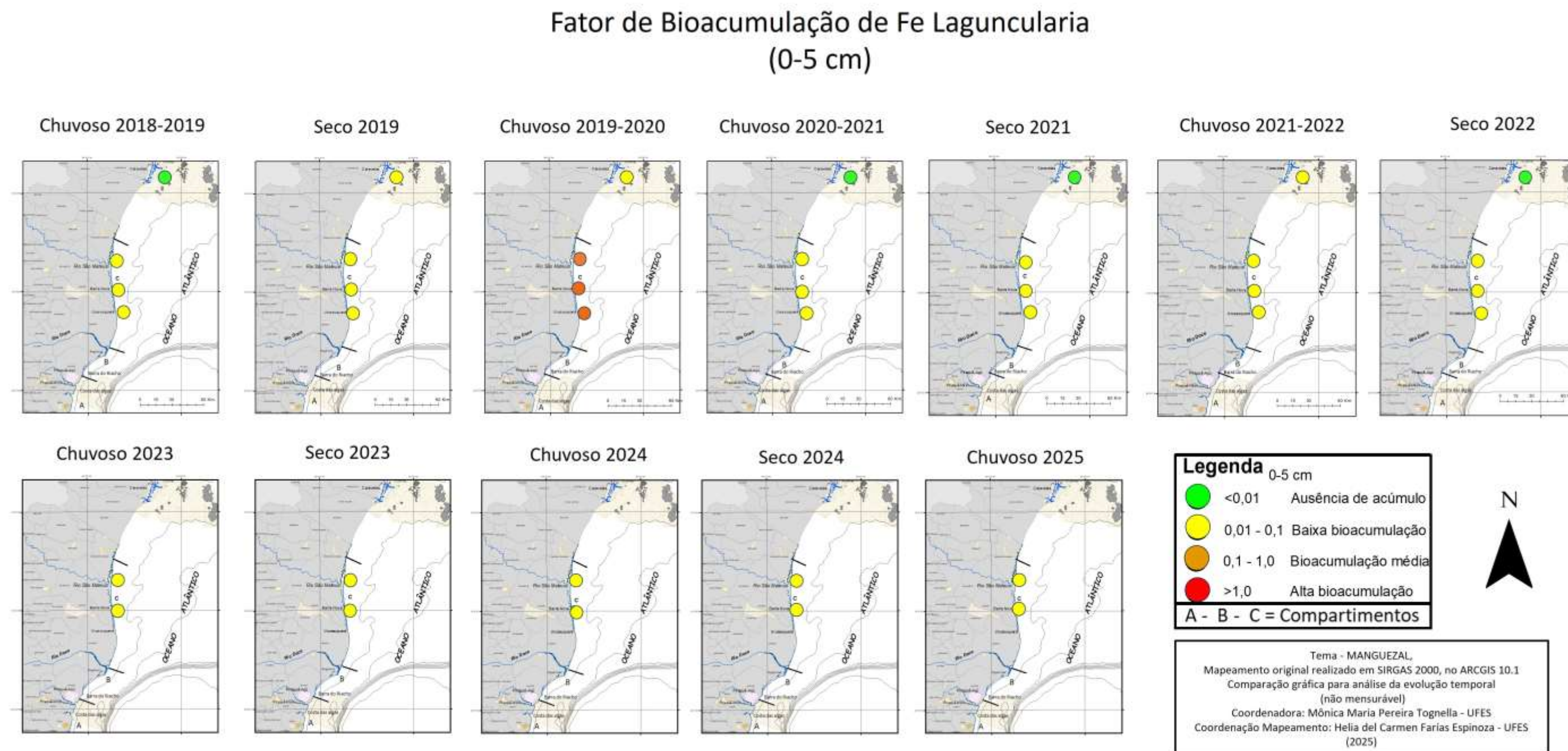


Figura 57: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos no RA2022.

Fator de Bioacumulação de Fe Laguncularia (5-15 cm)

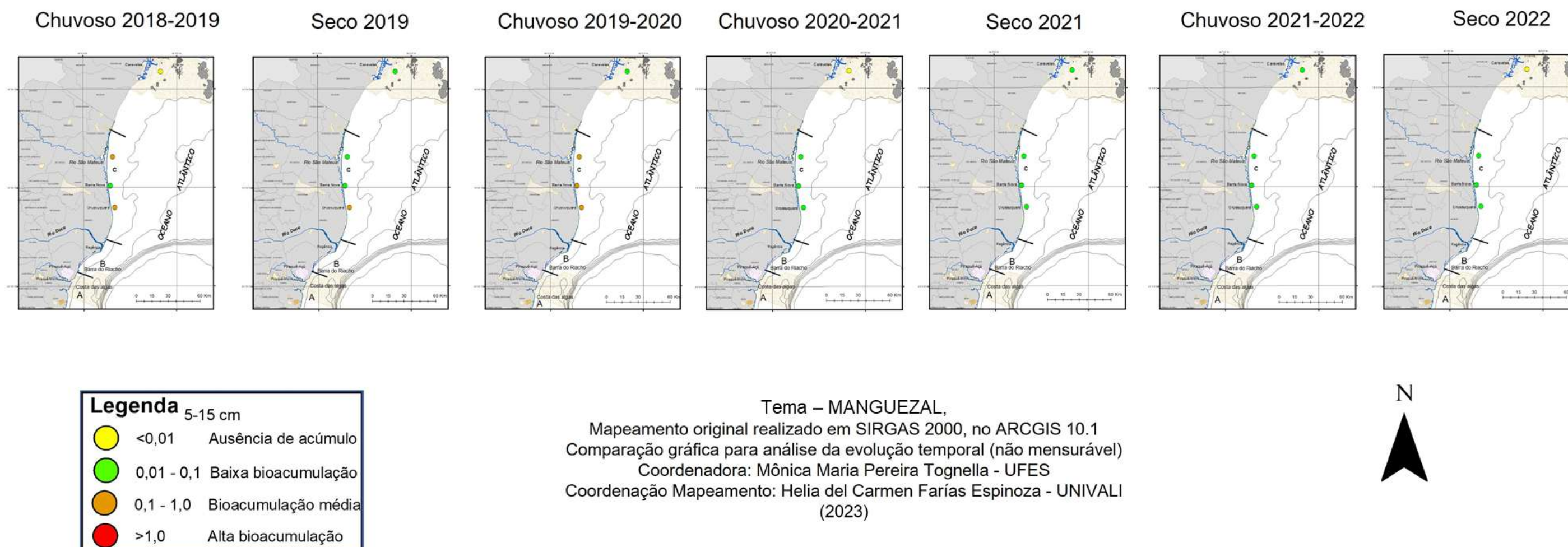


Figura 58: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, 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.

Fator de Bioacumulação de Mn Laguncularia (0-5 cm)

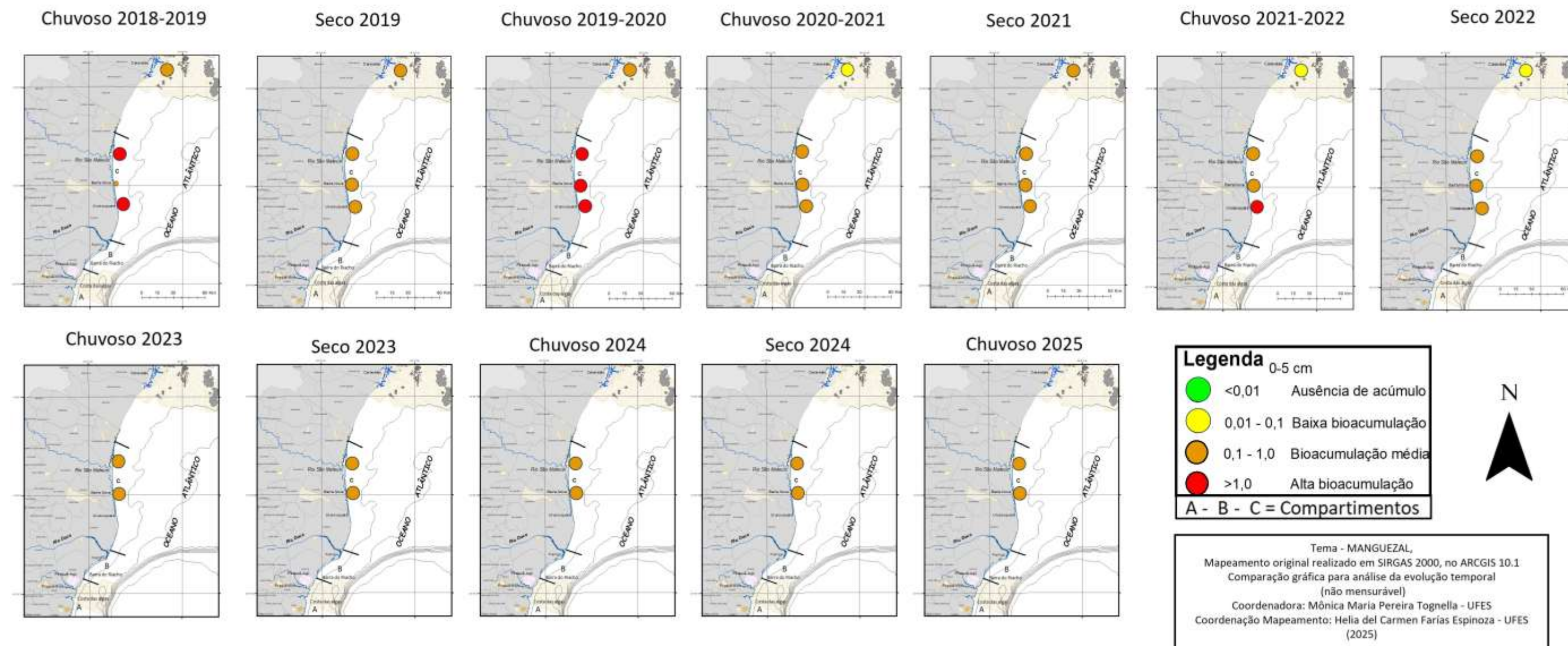


Figura 59: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartmento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos no (FEST,2023a).

Fator de Bioacumulação de Mn Laguncularia (5-15 cm)

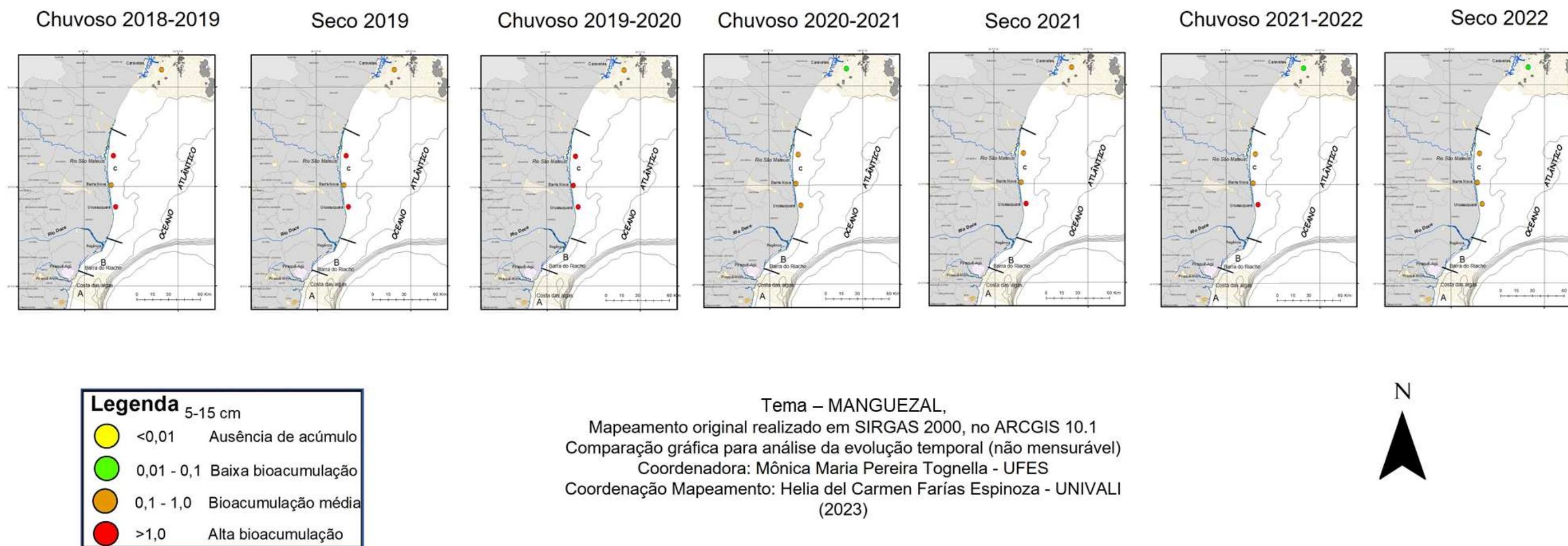


Figura 60: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, 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.

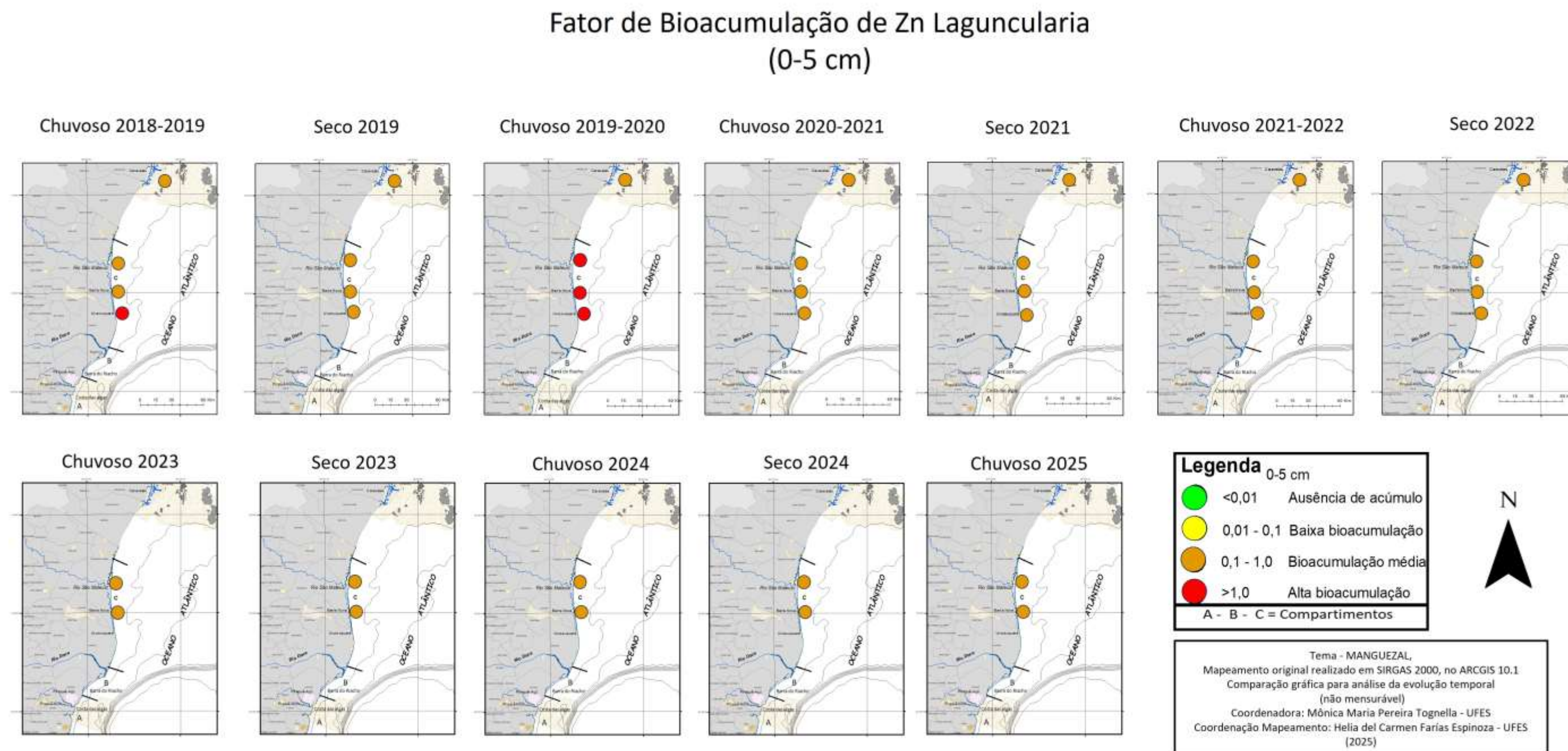


Figura 61: Indicador Ecológico Biorremediação Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia (Urussuquara, Barra Nova, São Mateus, Caravelas). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Zn Laguncularia (5-15 cm)

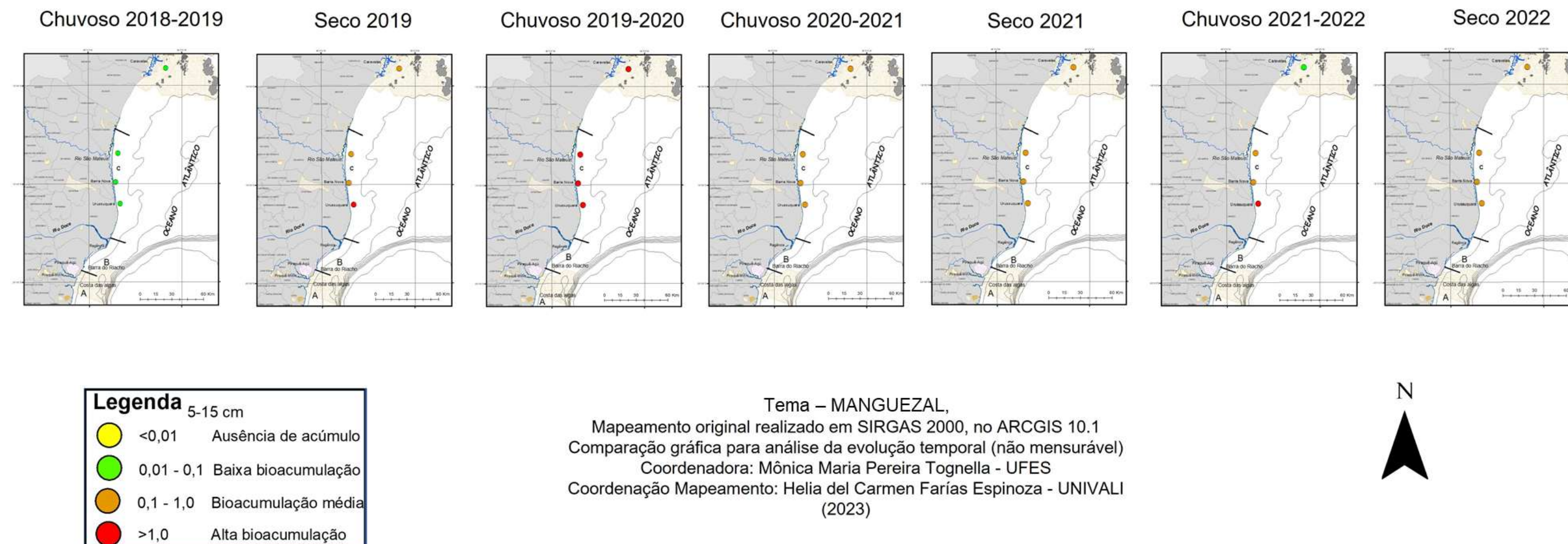


Figura 62: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, 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.

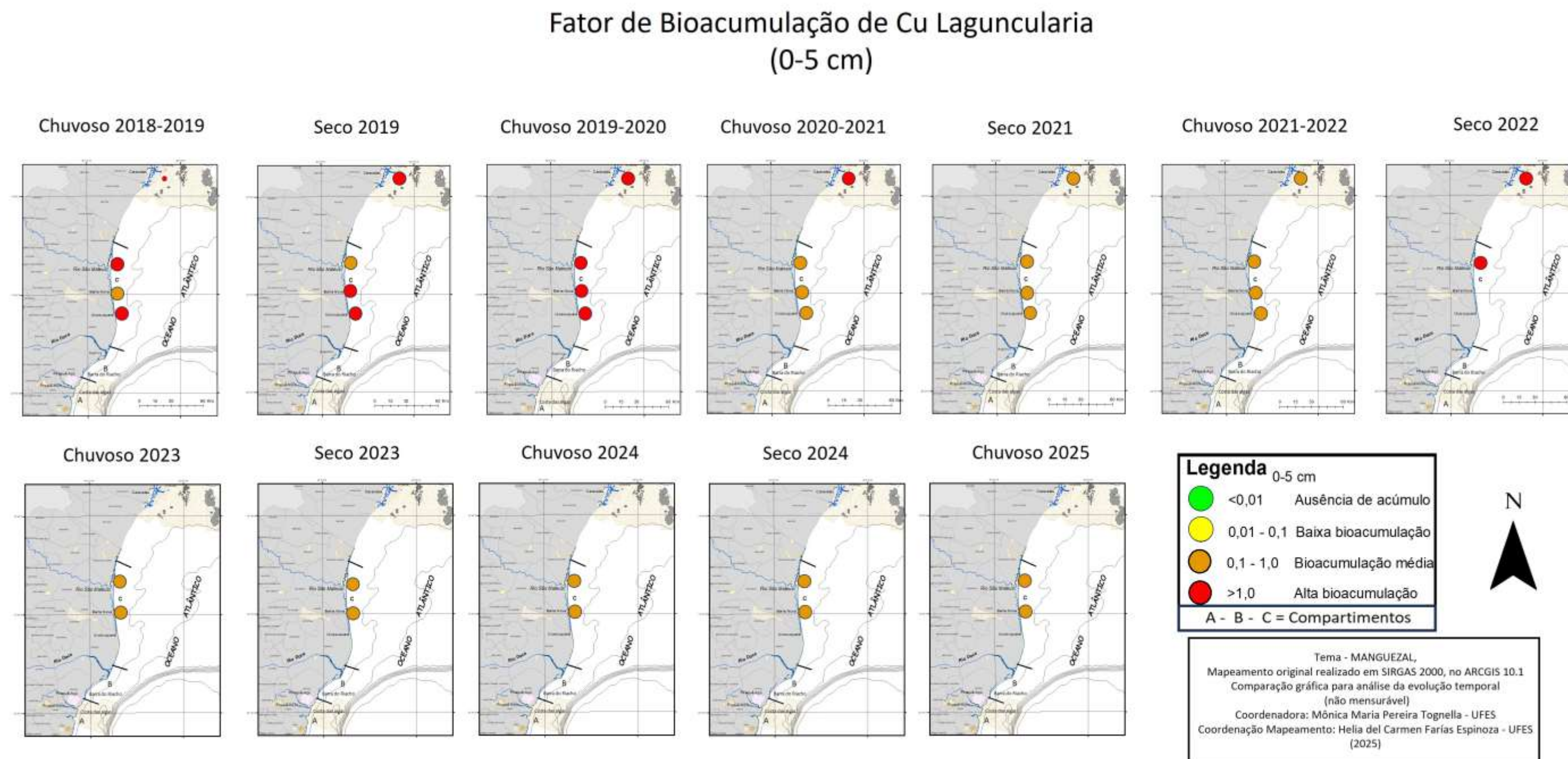


Figura 63: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Cu Laguncularia (5-15 cm)

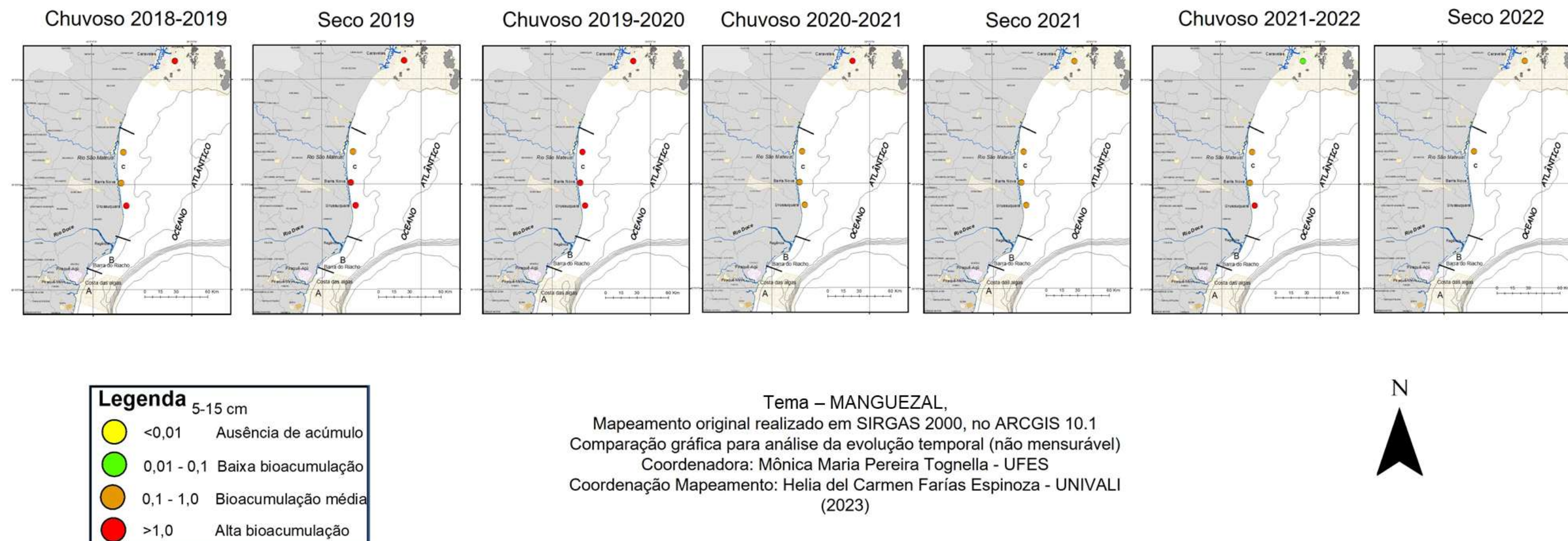


Figura 64: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, 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.

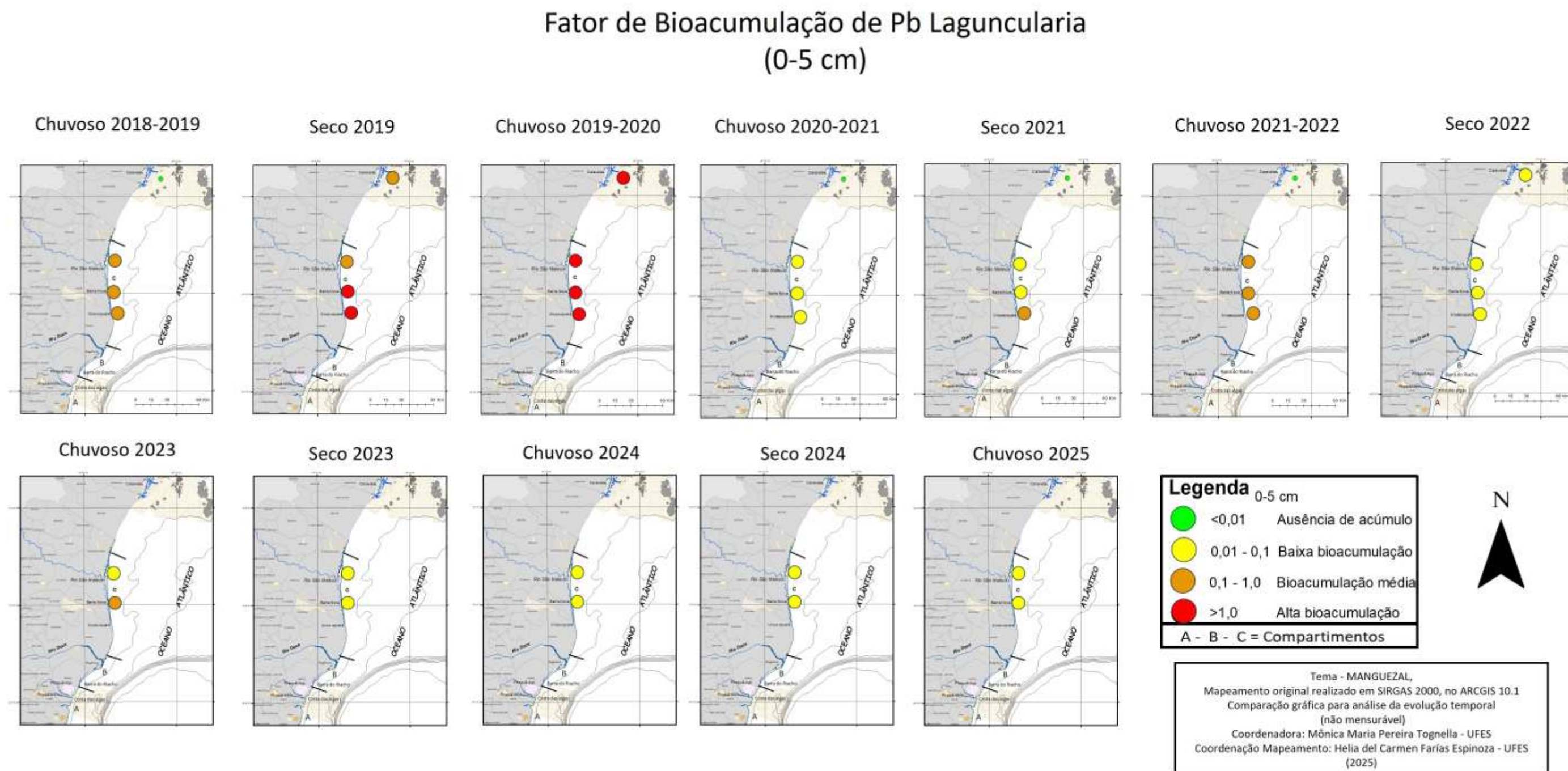
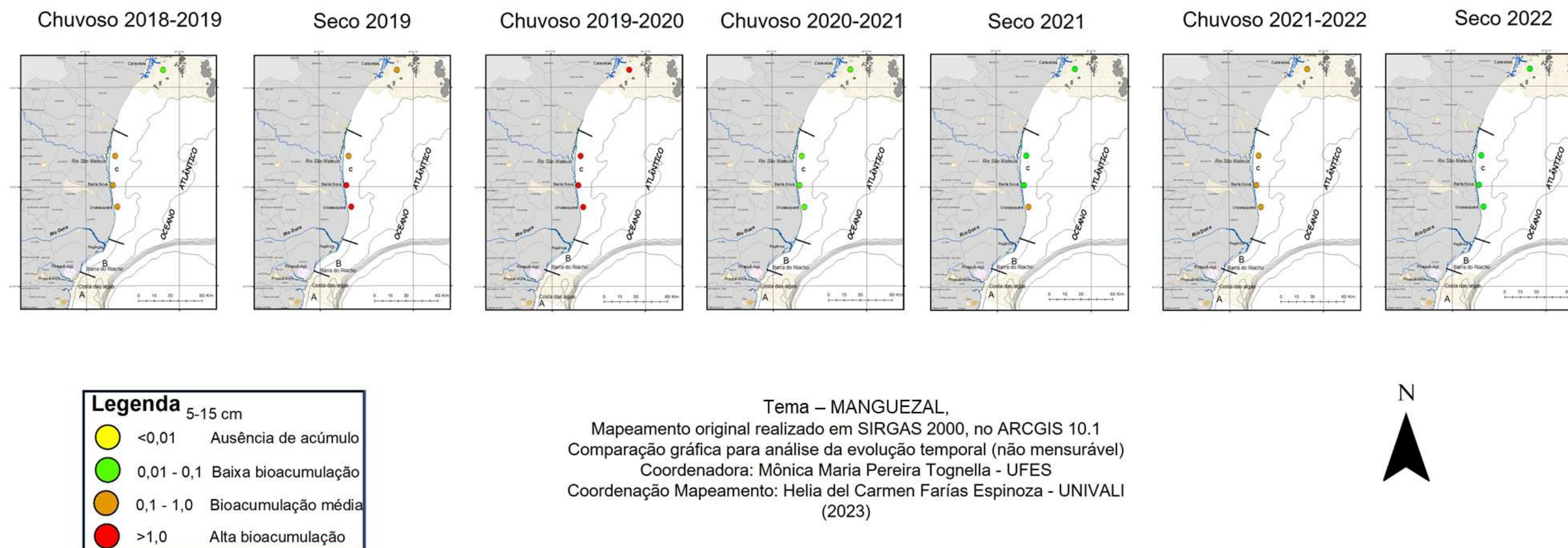


Figura 65: Indicador Ecológico Biorremediação- Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Urussuquara, Barra Nova, São Mateus e Caravelas (Compartimento C). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*. *Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

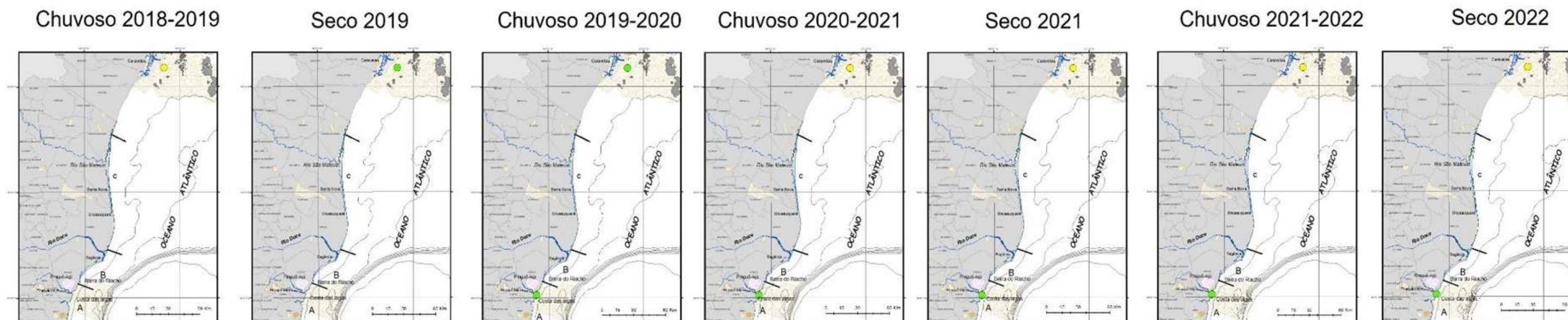
Fator de Bioacumulação de Pb Laguncularia (5-15 cm)



Para *L. racemosa*, no geral, observa-se baixa bioacumulação de Fe, exceto no período Chuvoso 2019_2020 (Figura 56), nos estuários de Barra Nova e São Mateus, o que sugere tendência de manutenção na bioacumulação de Fe pela espécie. *L. racemosa* é considerada sal-includentes e, teoricamente, poderia bioacumular maiores concentrações de metal. Entretanto, o baixo fator de bioacumulação de Fe de *L. racemosa*, comum também às espécies *R. mangle* (Figura 46) e *T. pernambucense* (Figura 76), 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 Mn, houve média bioacumulação no Chuvoso 2024_2025 assim como nos demais períodos, exceto no Chuvoso 2018_2019 em São Mateus (SM) e chuvoso 2019_2020 em Barra Nova e São Mateus (Figura 58). Manutenção na bioacumulação média de Zn nos estuários de Barra Nova e São Mateus, observada no mapa. Em São Mateus, o único período com alta bioacumulação do metal foi o Chuvoso 2019_2020 (Figura 60). JIANG e WANG (2008) relatam que Zn pode ser sequestrado no vacúolo ou imobilizado no apoplasto. De acordo com DALCORSO *et al.* (2010), após a entrada de um metal na célula, a planta lida com sua toxicidade sequestrando-o no vacúolo, limitando assim sua interferência em vias metabólicas sensíveis que ocorrem no citosol ou em outros compartimentos celulares que podem ser alteradas pelo excesso de metais ou por metais pesados. Proteínas canais ou transportadores impulsionam essa compartimentalização não só com Zn, mas também com outros metais como o Pb (MOREL *et al.*, 2009). Para Cu, até o Ano 2, houve oscilação na bioacumulação do metal nos estuários de Barra Nova e São Mateus. A partir do Ano 3 em Barra Nova (Chuvoso 2020_2021), observa-se manutenção no acúmulo de Cu na folha de *L. racemosa*. Em São Mateus, apesar da tendência de bioacúmulo médio de Cu ser visível, houve alteração no período Seco 2022, com alta bioacumulação do metal (Figura 62). O acúmulo de Pb por *L. racemosa* variou durante a série temporal (Figura 64). Observa-se média a alta bioacumulação em Barra Nova e São Mateus no Ano 1 e no período Chuvoso 2019_2020 do Ano 2 e no período Chuvoso 2021_2022 do Ano 4. Por outro lado, nos dois últimos períodos analisados do Ano 5 e Ano 6 houve alternância de bioacumulação em Barra Nova (médio e baixo FBA), diferentemente de São Mateus, onde baixo acúmulo de Pb pode ser observado. Nesta última análise (Chuvoso 2024_2025), houve baixa bioacumulação de Pb nos dois estuários.

Figura 66: Indicador Ecológico Biorremediação – Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Fe *Avicennia* (0-5 cm)



Legenda 0-5 cm		
●	<0,01	Ausência de acúmulo
●	0,01 - 0,1	Baixa bioacumulação
●	0,1 - 1,0	Bioacumulação média
●	>1,0	Alta bioacumulação

Tema – MANGUEZAL,
Mapeamento original realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1
Comparação gráfica para análise da evolução temporal (não mensurável)
Coordenadora: Mônica Maria Pereira Tognella - UFES
Coordenação Mapeamento: Helia del Carmen Farias Espinoza - UNIVALI
(2023)



Figura 67: Indicador Ecológico Biorremediação – Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Fe *Avicennia* (5-15 cm)

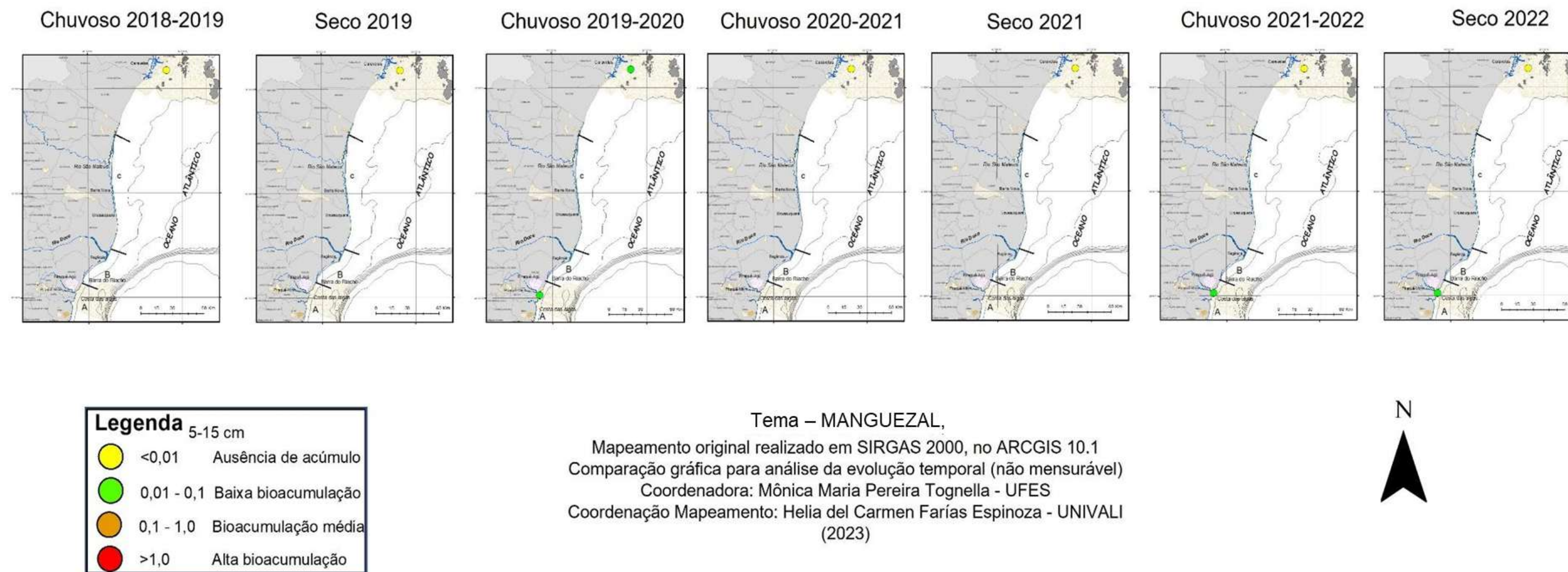


Figura 68: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Mn *Avicennia* (0-5 cm)

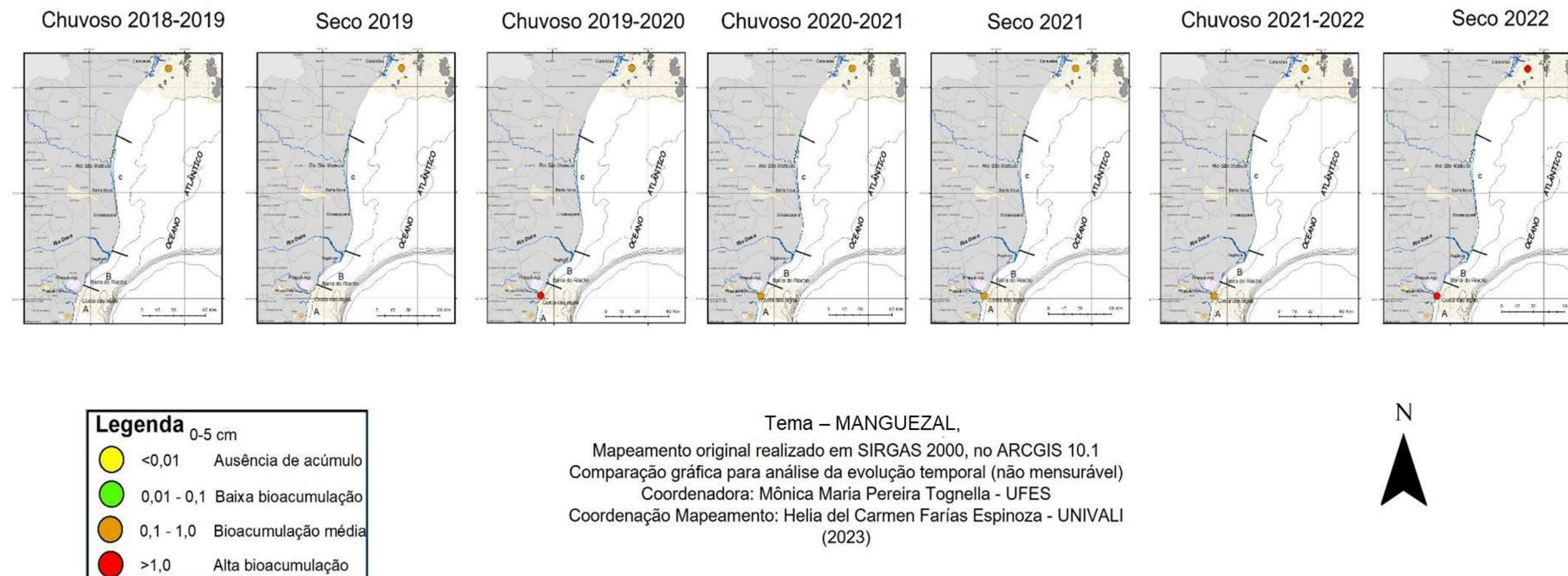


Figura 69: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Mn *Avicennia* (5-15 cm)

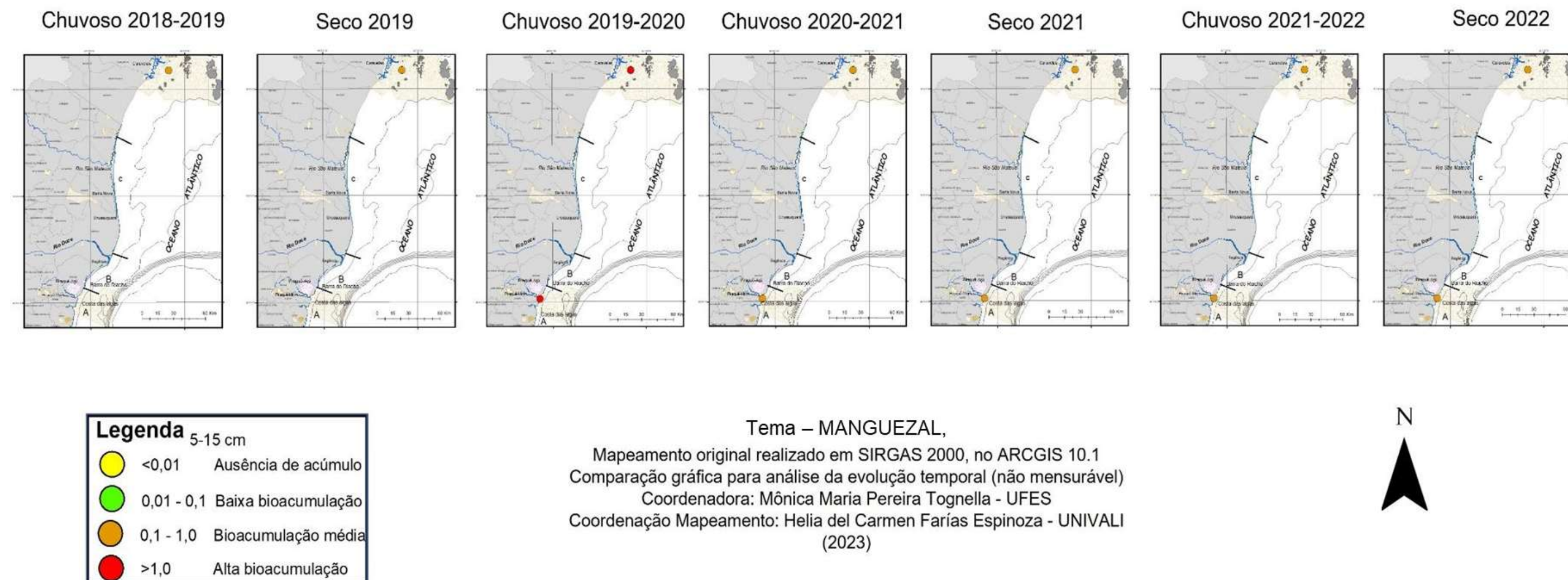


Figura 70: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Zn *Avicennia* (0-5 cm)

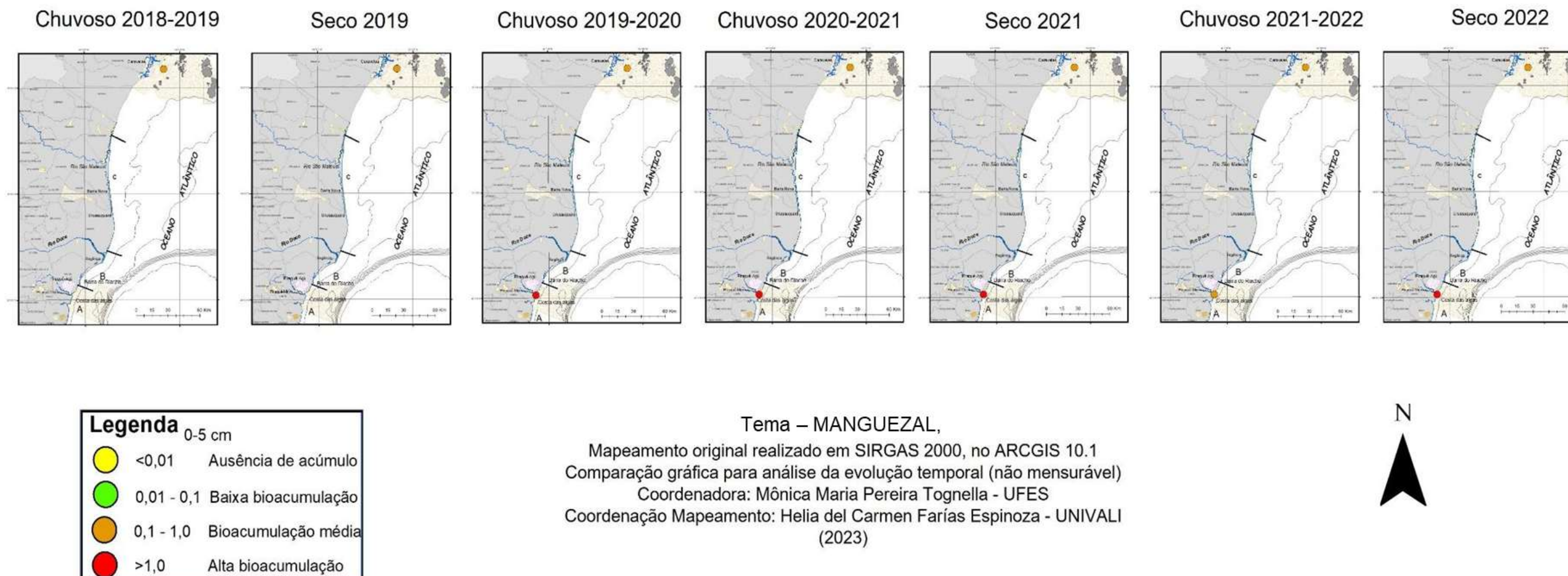


Figura 71: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Zn *Avicennia* (5-15 cm)

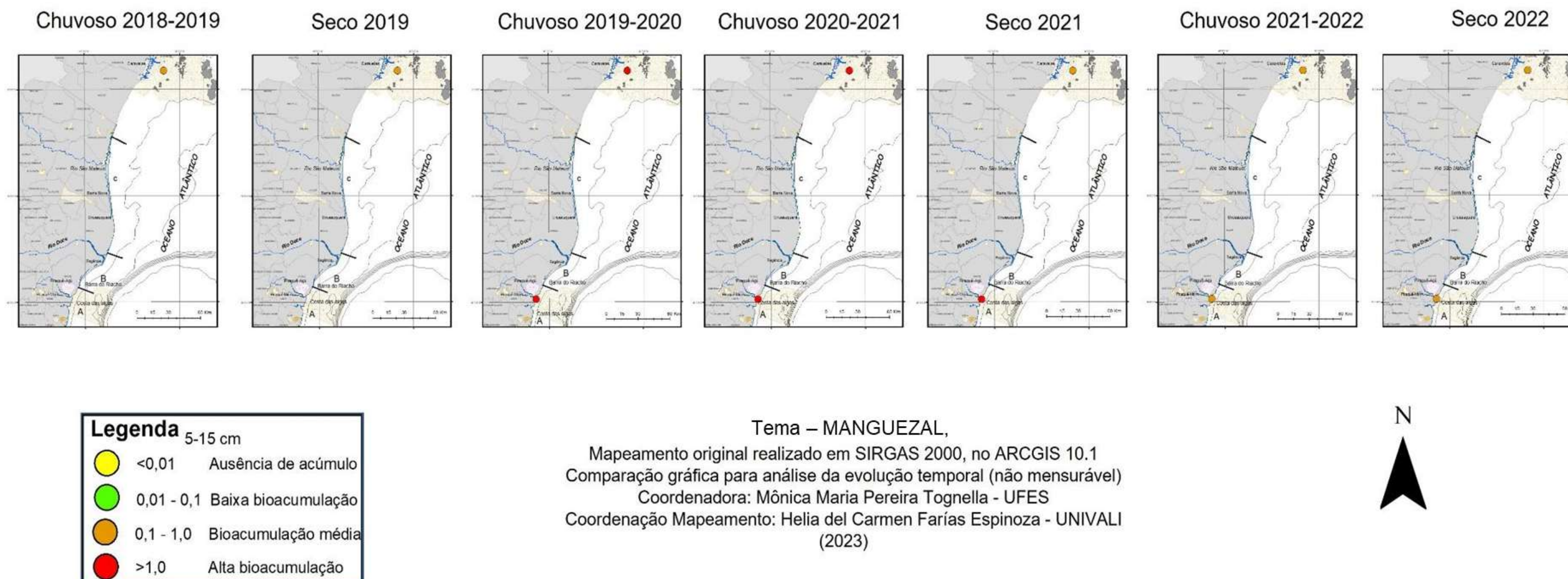


Figura 72: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Cu *Avicennia* (0-5 cm)

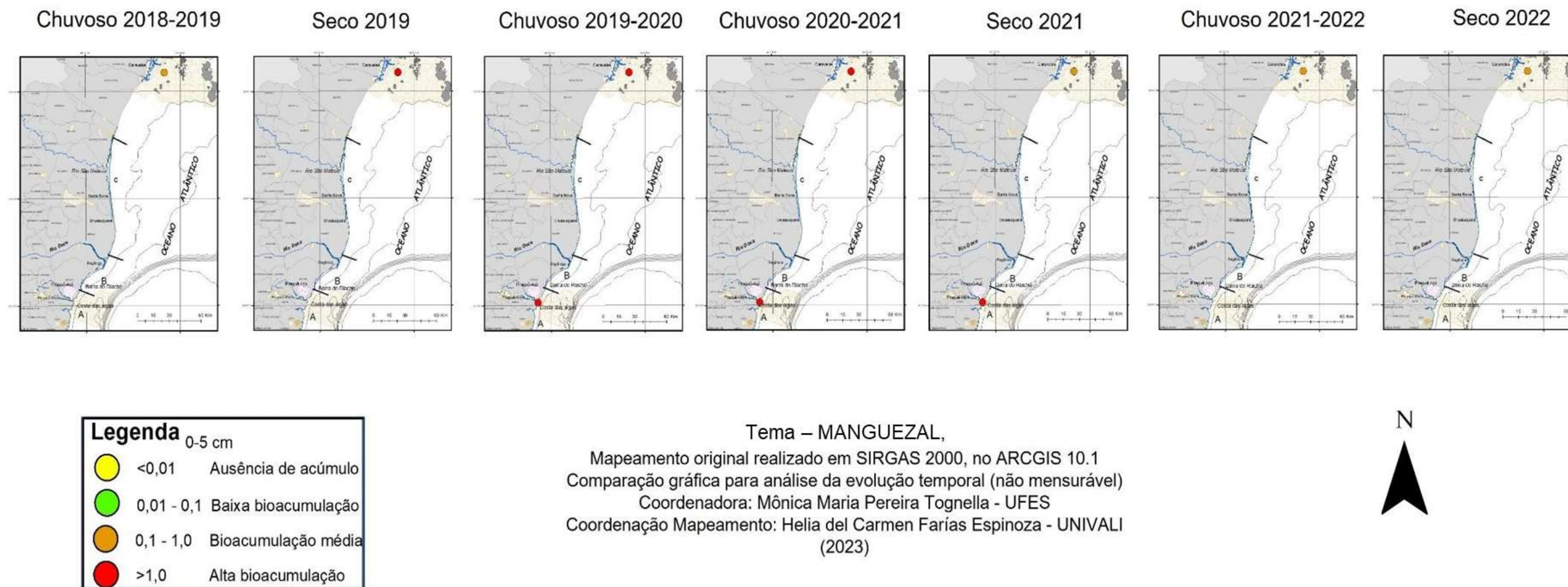
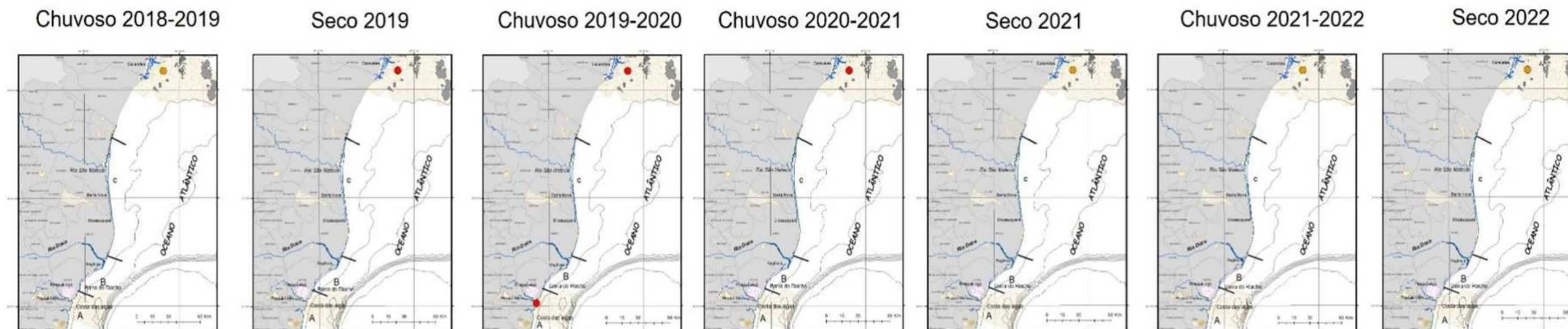


Figura 73: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Cu *Avicennia* (5-15 cm)



Legenda 5-15 cm		
●	<0,01	Ausência de acúmulo
●	0,01 - 0,1	Baixa bioacumulação
●	0,1 - 1,0	Bioacumulação média
●	>1,0	Alta bioacumulação

Tema – MANGUEZAL,
Mapeamento original realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1
Comparação gráfica para análise da evolução temporal (não mensurável)
Coordenadora: Mônica Maria Pereira Tognella - UFES
Coordenação Mapeamento: Helia del Carmen Farias Espinoza - UNIVALI
(2023)



Figura 74: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 0-5cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Pb *Avicennia* (0-5 cm)

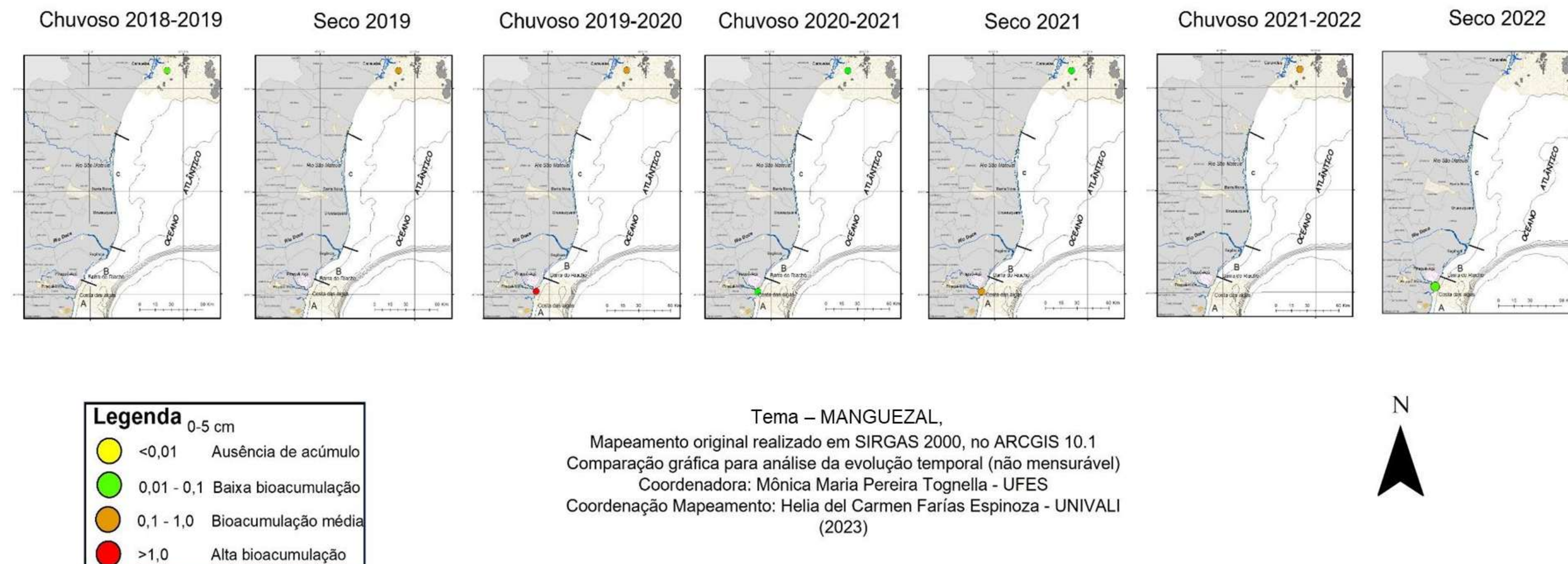


Figura 75: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 nas áreas de coleta que abrangem o norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Costa das Algas (Compartimento A) e Caravelas (Compartimento C). Essas áreas deixaram de ser monitoradas a partir do Ano 5 (Chuvoso 2023). Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Pb *Avicennia* (5-15 cm)

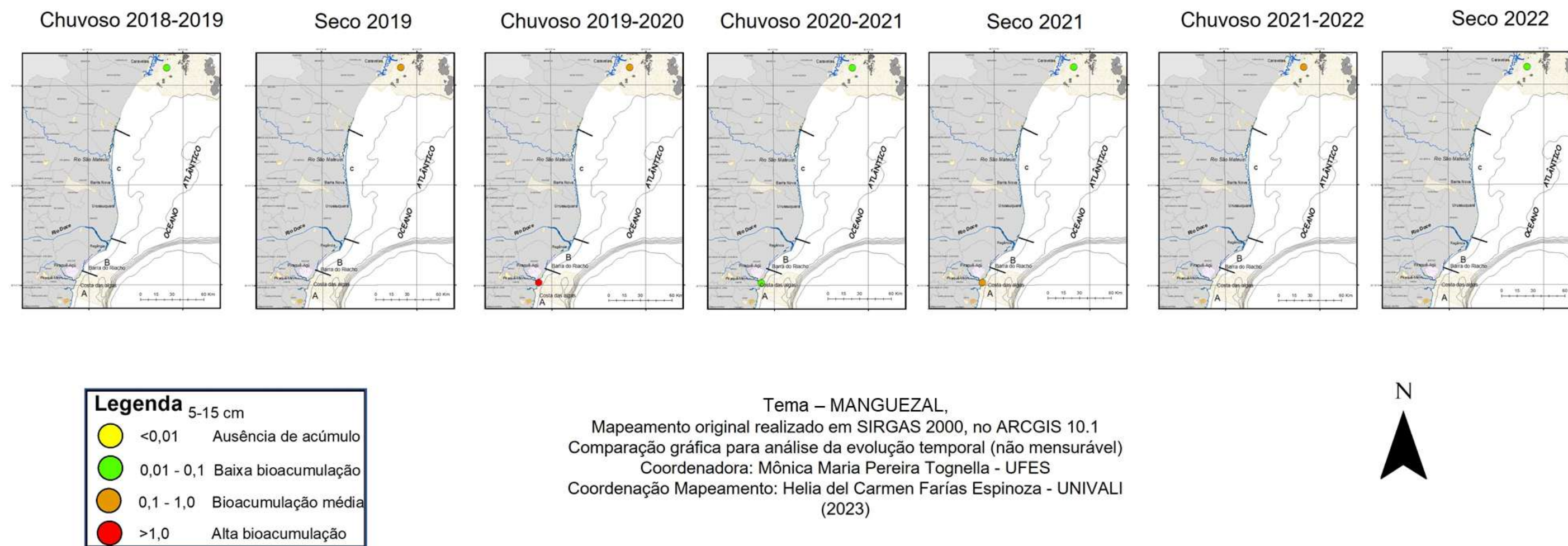


Figura 76: Indicador Ecológico Biorremediação – Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2025 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. 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.

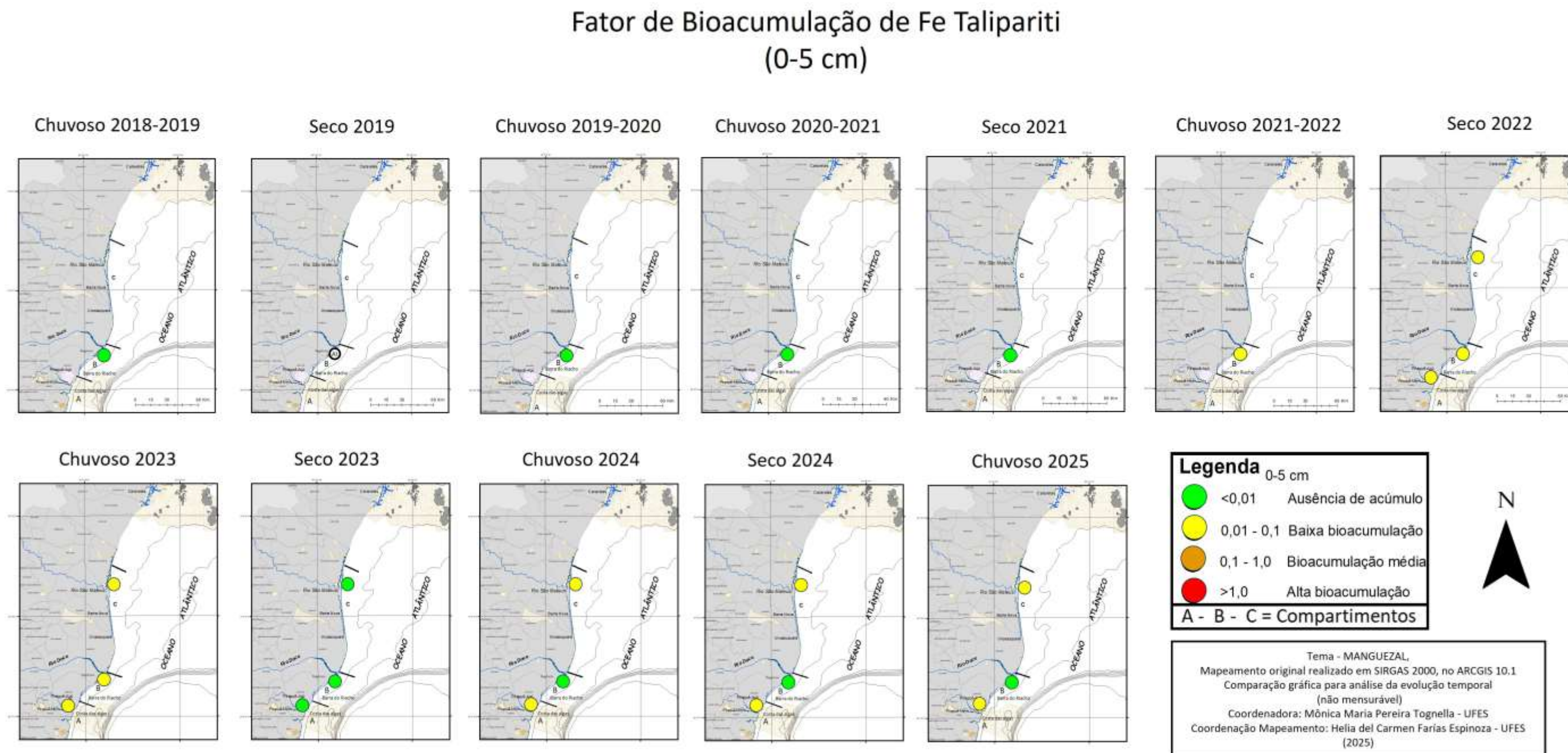


Figura 77: Indicador Ecológico Biorremediação – Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para ferro (Fe) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 no rio Doce. Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*.

*Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Fe Talipariti (5-15 cm)

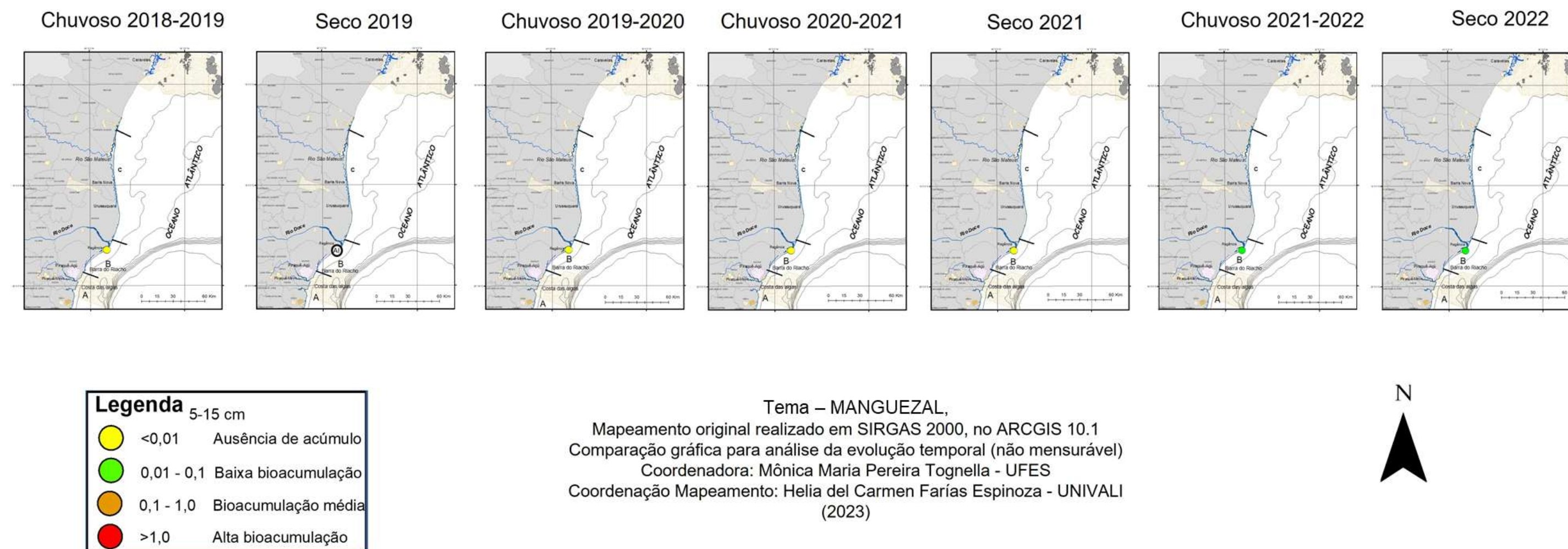


Figura 78: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2025 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. 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.

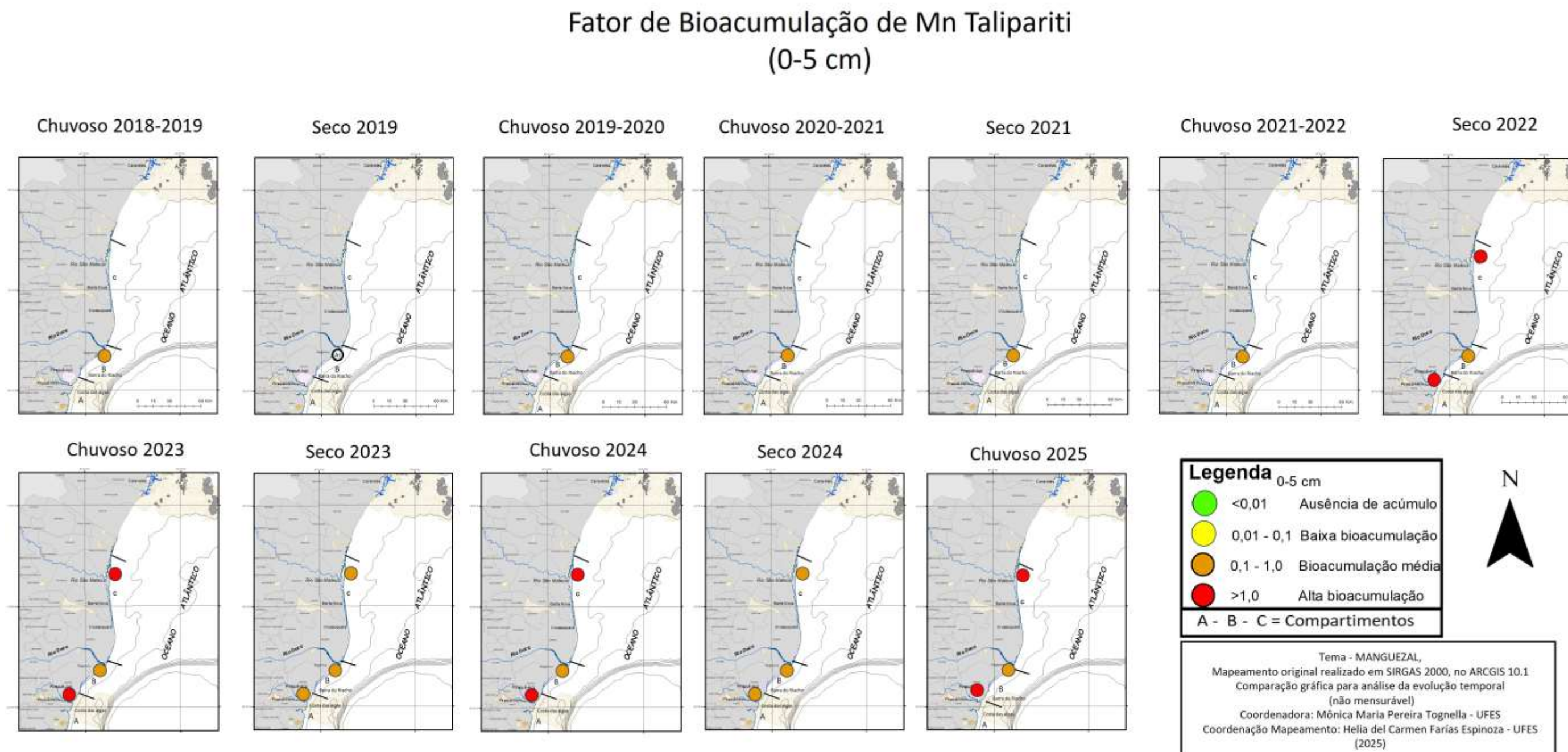


Figura 79: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para manganês (Mn) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 no rio Doce. Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*.

*Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Mn Talipariti (5-15 cm)

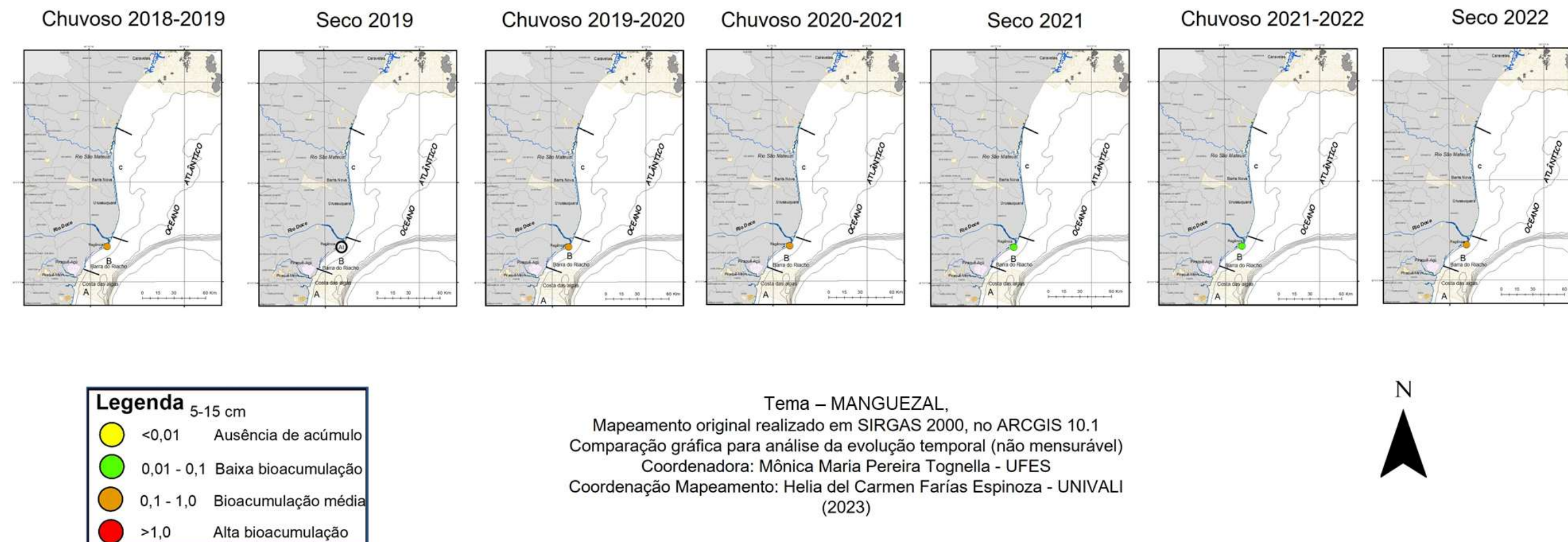


Figura 80: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2025 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. 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.

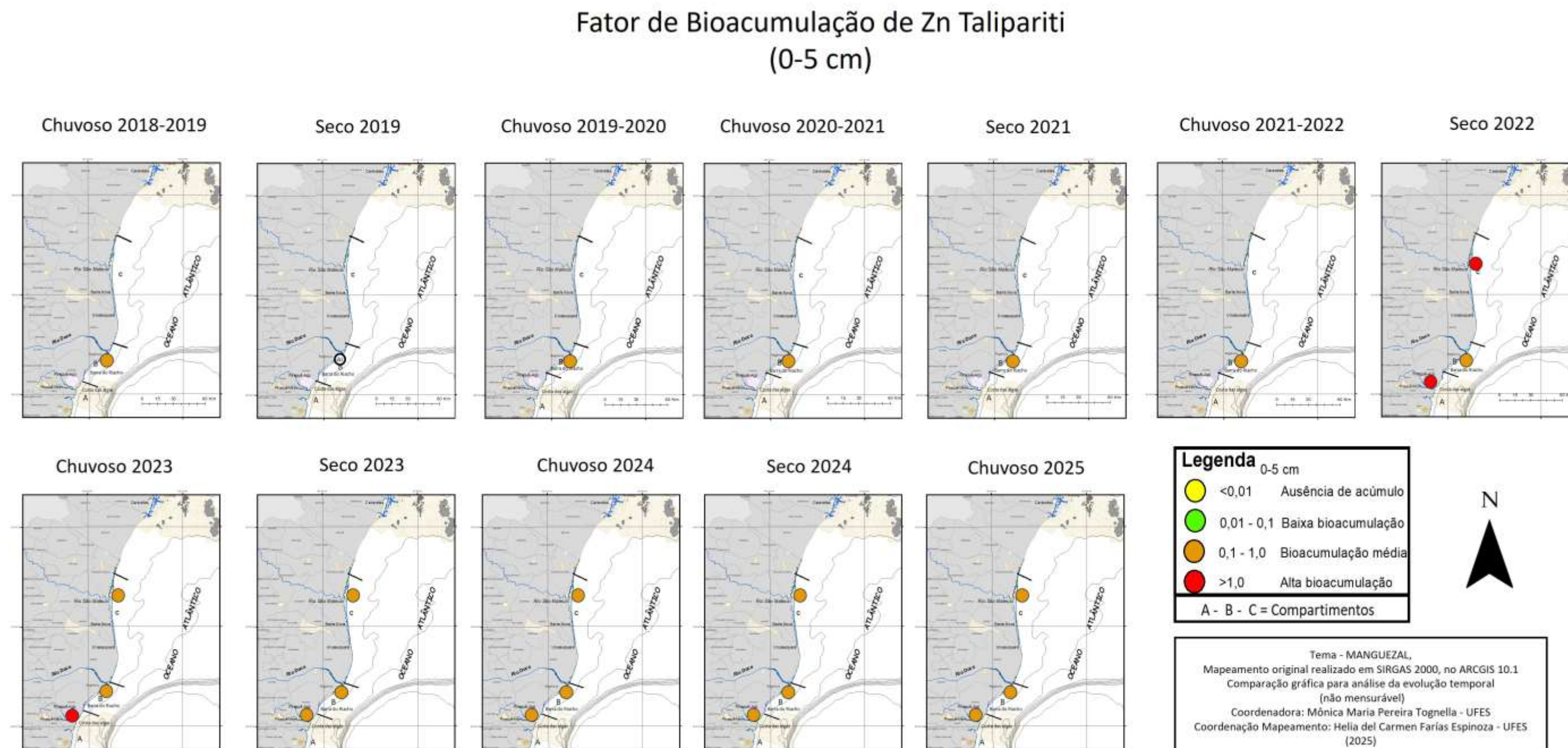
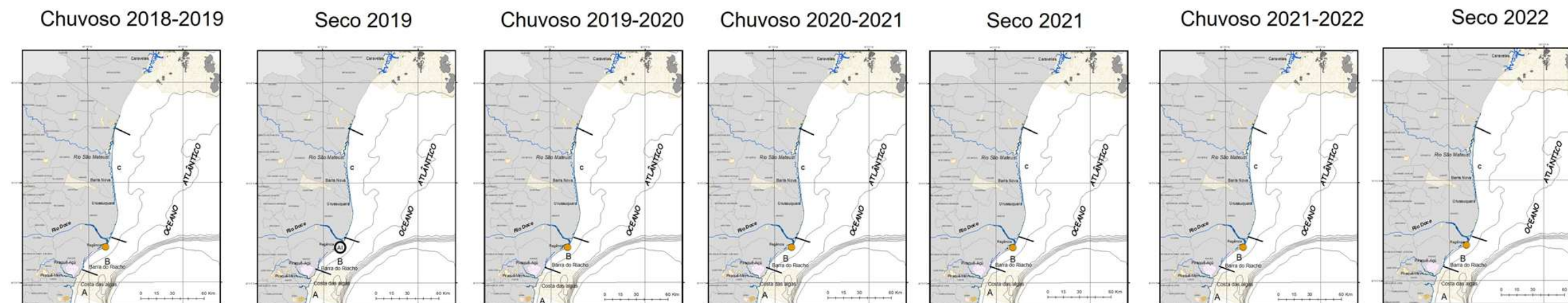


Figura 81: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para zinco (Zn) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 no rio Doce. Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*.

*Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Zn *Talipariti* (5-15 cm)



Legenda 5-15 cm		
●	<0,01	Ausência de acúmulo
●	0,01 - 0,1	Baixa bioacumulação
●	0,1 - 1,0	Bioacumulação média
●	>1,0	Alta bioacumulação

Tema – MANGUEZAL,
Mapeamento original realizado em SIRGAS 2000, no ARCGIS 10.1
Comparação gráfica para análise da evolução temporal (não mensurável)
Coordenadora: Mônica Maria Pereira Tognella - UFES
Coordenação Mapeamento: Helia del Carmen Farias Espinoza - UNIVALI
(2023)



Figura 82: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2025 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.

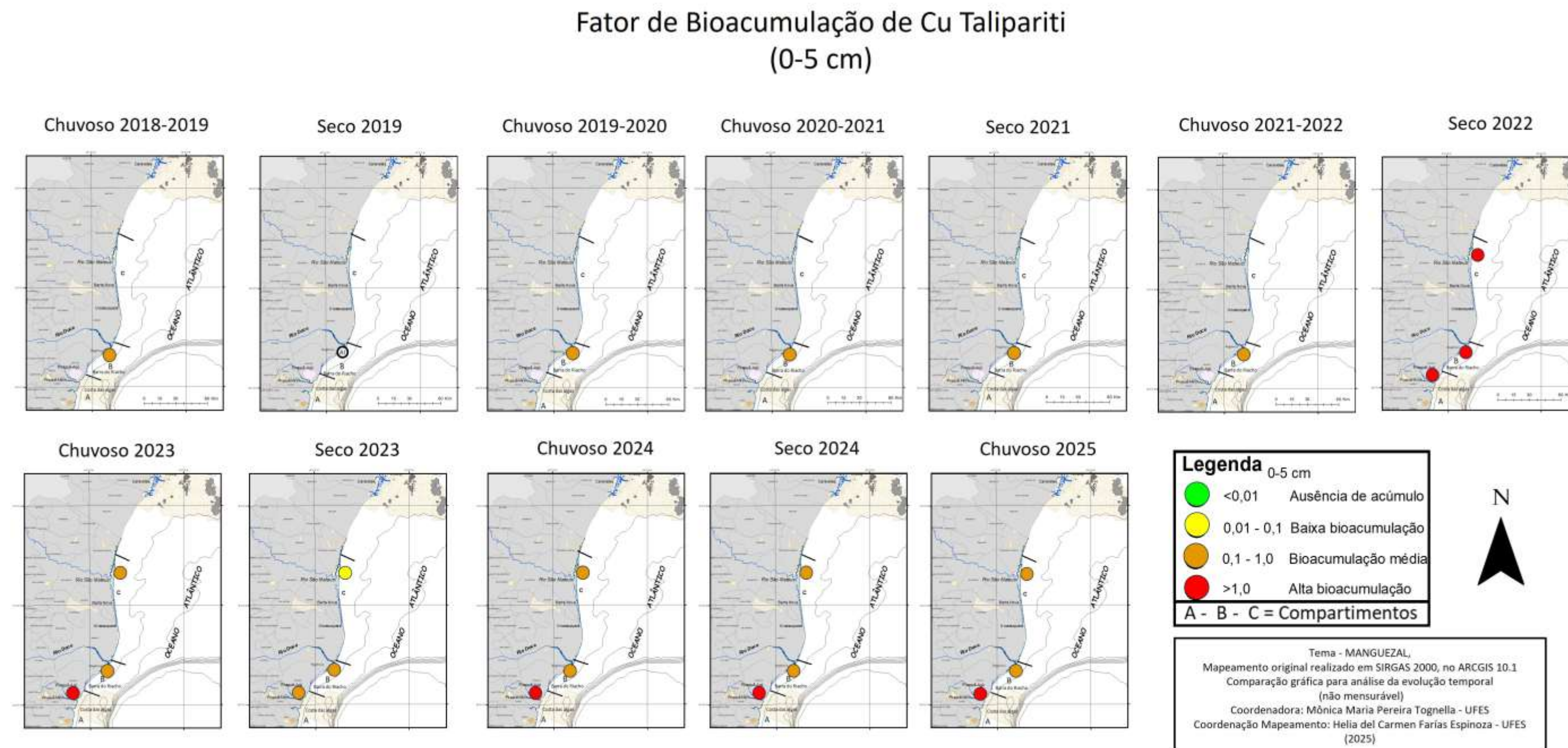


Figura 83: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para cobre (Cu) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 no rio Doce. Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*.

*Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Cu Talipariti (5-15 cm)

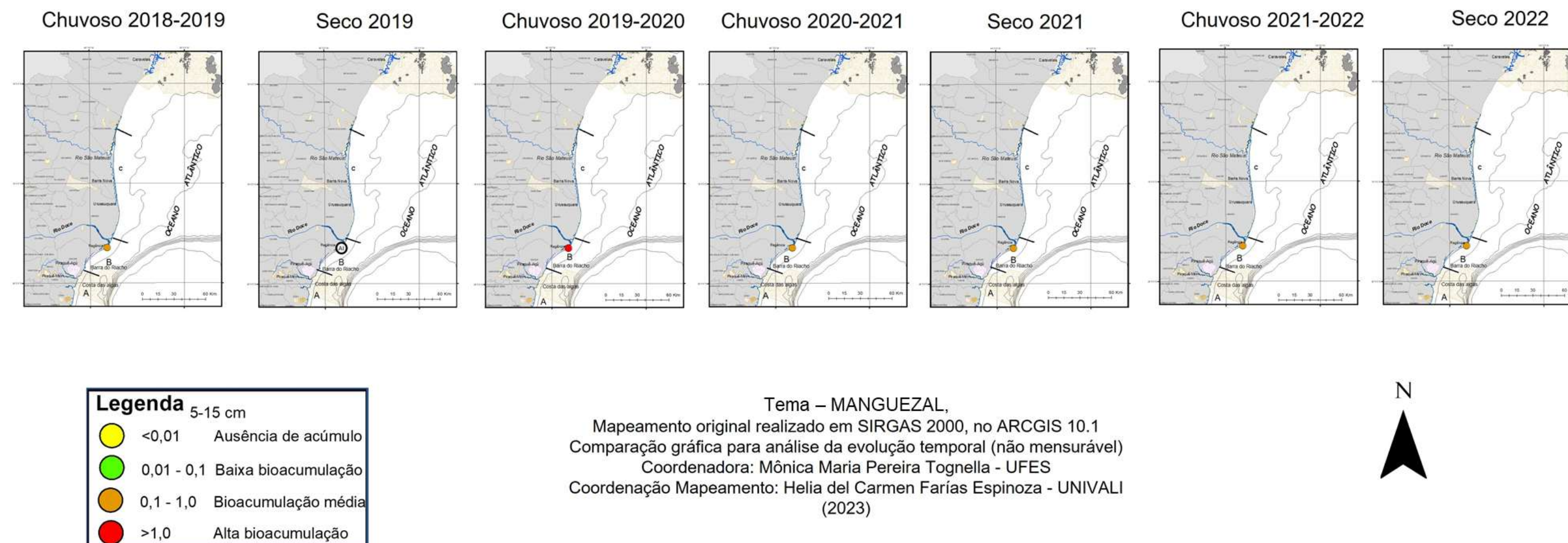


Figura 84: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025 no rio Doce e no período de julho de 2022 a março de 2025 no Piraquê-Açu, rio Doce e São Mateus. 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.

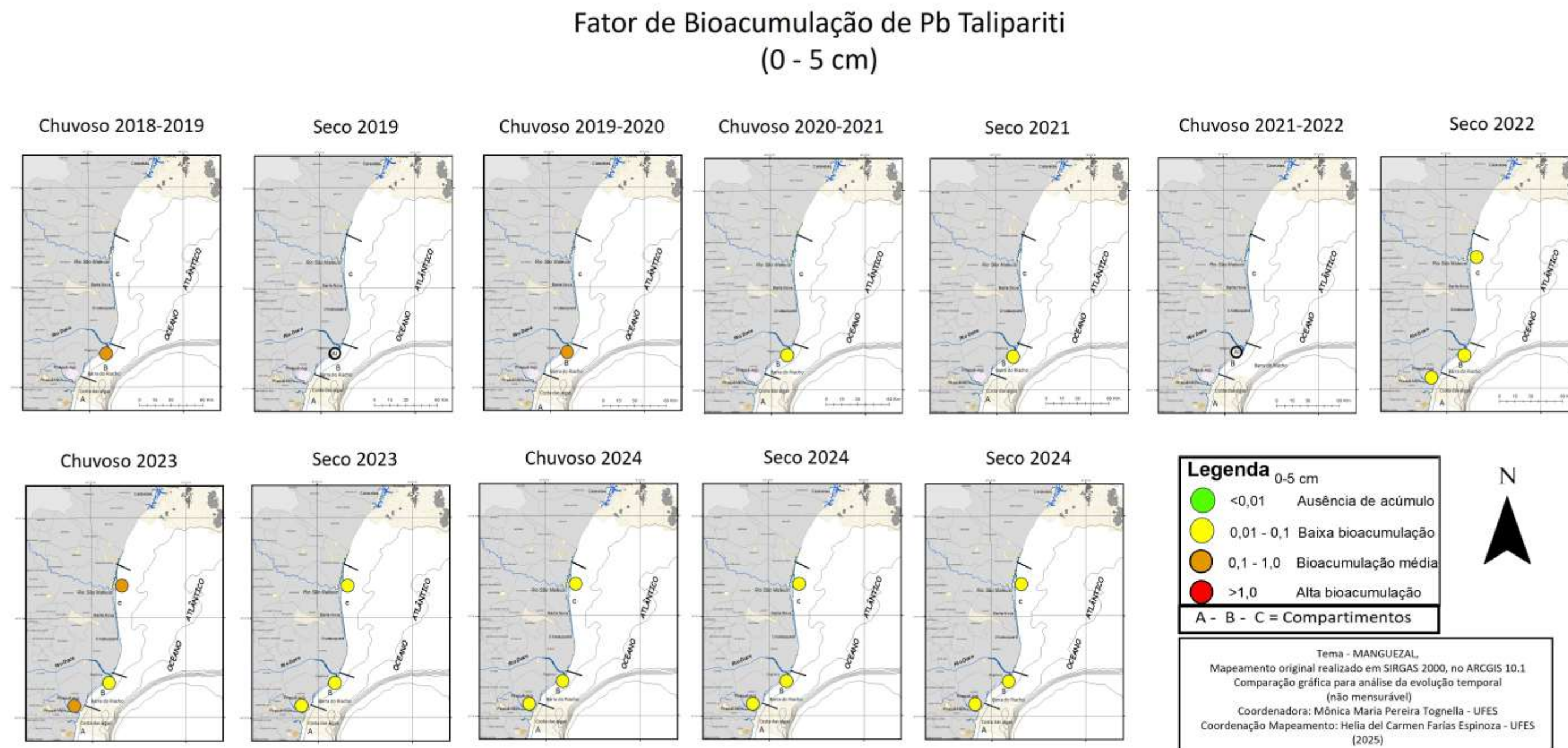
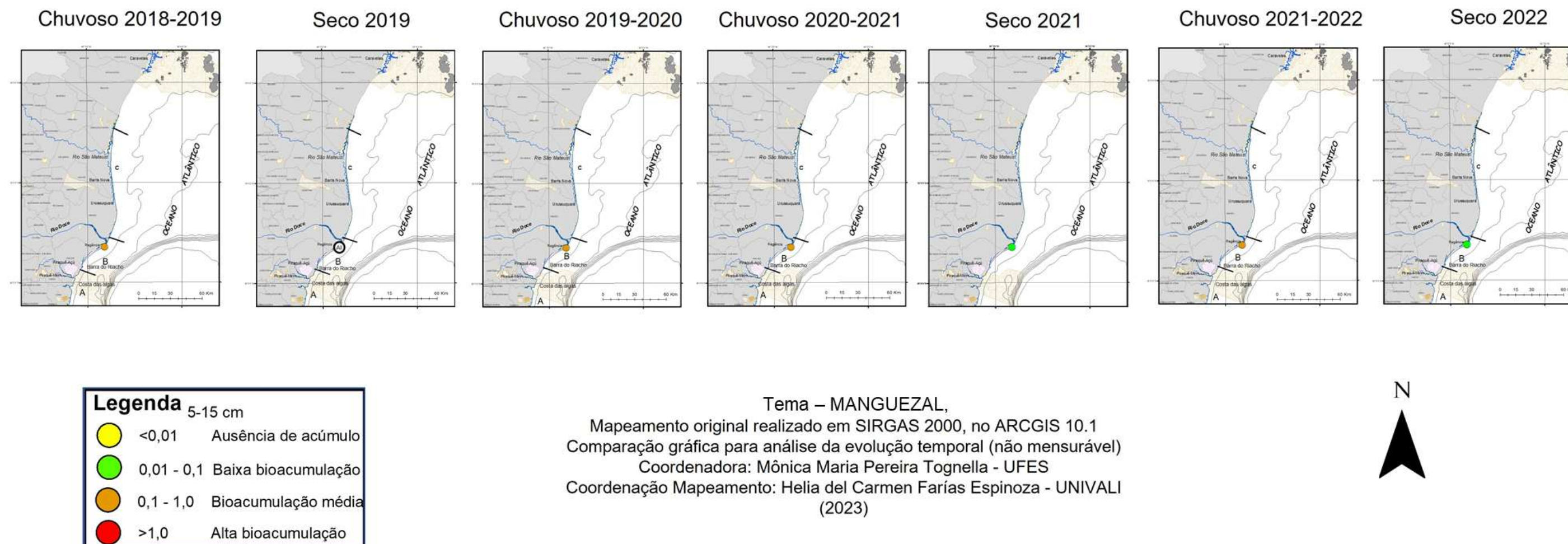


Figura 85: Indicador Ecológico Biorremediação - Mapeamento temático do Fator de bioacumulação (FBA) para chumbo (Pb) de *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a setembro de 2022 no rio Doce. Profundidade do sedimento analisado: 5-15cm*.

*Monitoramento descontinuado nesta profundidade a partir do período Chuvoso 2022_2023. Resultados analisados até o período Seco 2022 foram discutidos em (FEST, 2023a).

Fator de Bioacumulação de Pb *Talipariti* (5-15 cm)



Para *T. pernambucense* presente no rio Doce, observa-se alteração na bioacumulação de Fe ao longo do monitoramento. Houve tendência de ausência de acúmulo de Fe nos três primeiros anos da série temporal. A partir de então, observa-se que não há um padrão de acúmulo, considerando os períodos com baixa bioacumulação (Figura 76). A bioacumulação de Fe por *T. pernambucense* no Piraquê-Açu e em São Mateus mostra tendência de baixo acúmulo do metal desde que esses dois estuários foram inseridos nas análises, em julho de 2022, exceto no Chuvoso 2022_2023, com baixa bioacumulação (Figura 76). Para Mn, Zn e Cu provenientes das análises do rio Doce (Figura 78), mantém-se a bioacumulação média em todos os períodos, exceto no período Seco 2022 para Cu, com alto FBA (Figura 82). Para o Mn analisado na espécie localizada no Piraquê-Açu e em São Mateus, há tendência de alta bioacumulação, com exceção para o período Seco 2024, onde observa-se média bioacumulação do metal no Piraquê-Açu (Figura 78). No geral, o Zn e o Cu (Figura 80 e Figura 82) apresentaram média bioacumulação em São Mateus, exceto para o período Seco 2022, com alto FBA. Já no Piraquê-Açu, o Zn teve alta bioacumulação nos períodos Seco 2022 e Chuvoso 2022_2023 e depois manteve média bioacumulação. O Cu mostrou tendência de alta bioacumulação no Piraquê-Açu, exceto no período Seco 2023, como pode ser visto série temporal (Figura 80 e Figura 82). A bioacumulação de Pb no rio Doce foi média nos períodos Chuvoso 2018_2019 e Chuvoso 2019_2020, com um decréscimo no acúmulo do metal a partir do período Chuvoso 2020_2021 (Figura 84). Baixo FBA pode ser observado para Pb no Piraquê-Açu e São Mateus nos períodos analisados, com exceção para o Chuvoso 2022_2023, no Piraquê-Açu, que apresentou média bioacumulação (Figura 84).

Figura 86: 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 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (B) Compartimento B - Barra do Riacho; (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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

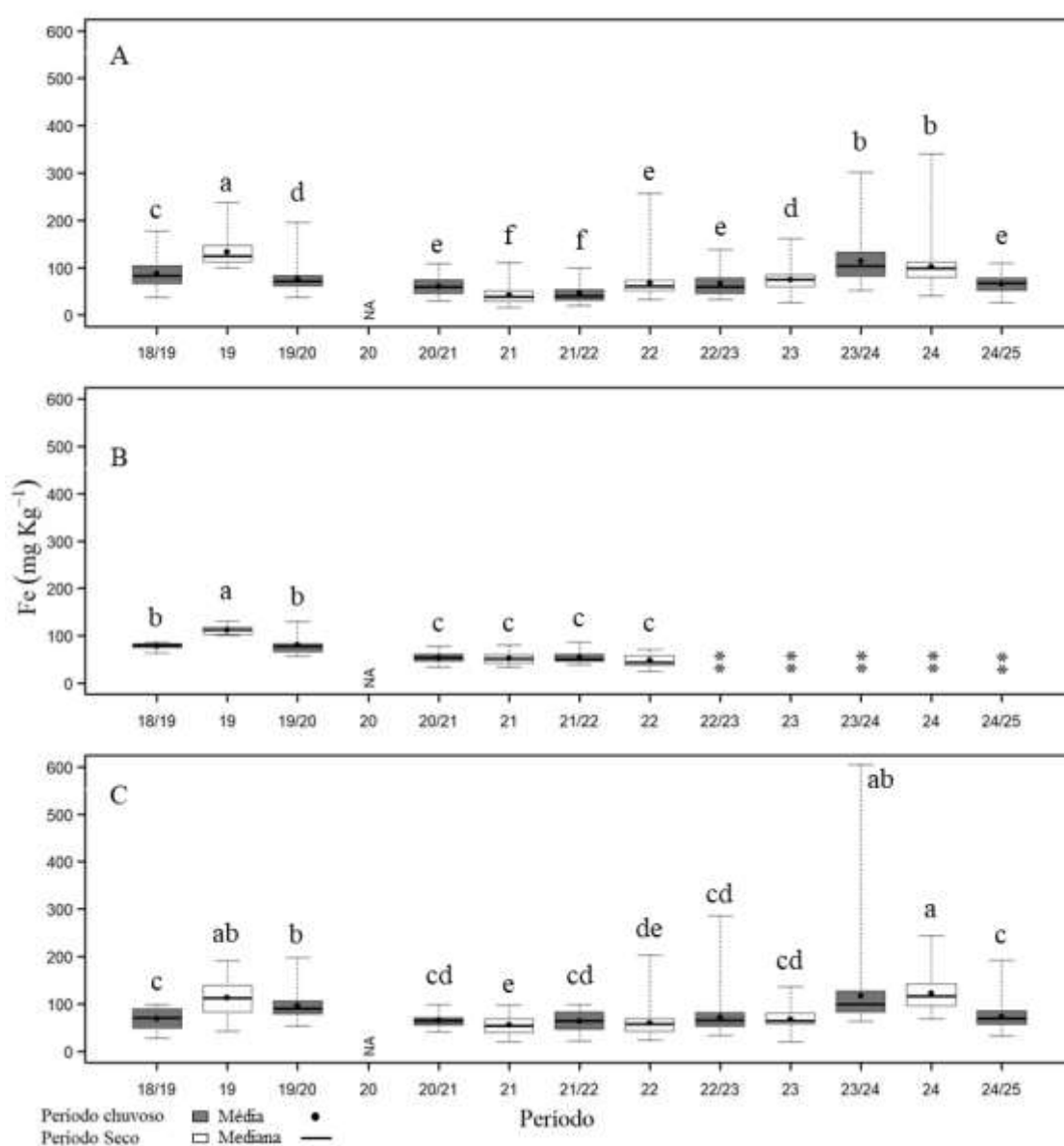


Figura 87: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (B) Compartimento B - Barra do Riacho; (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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

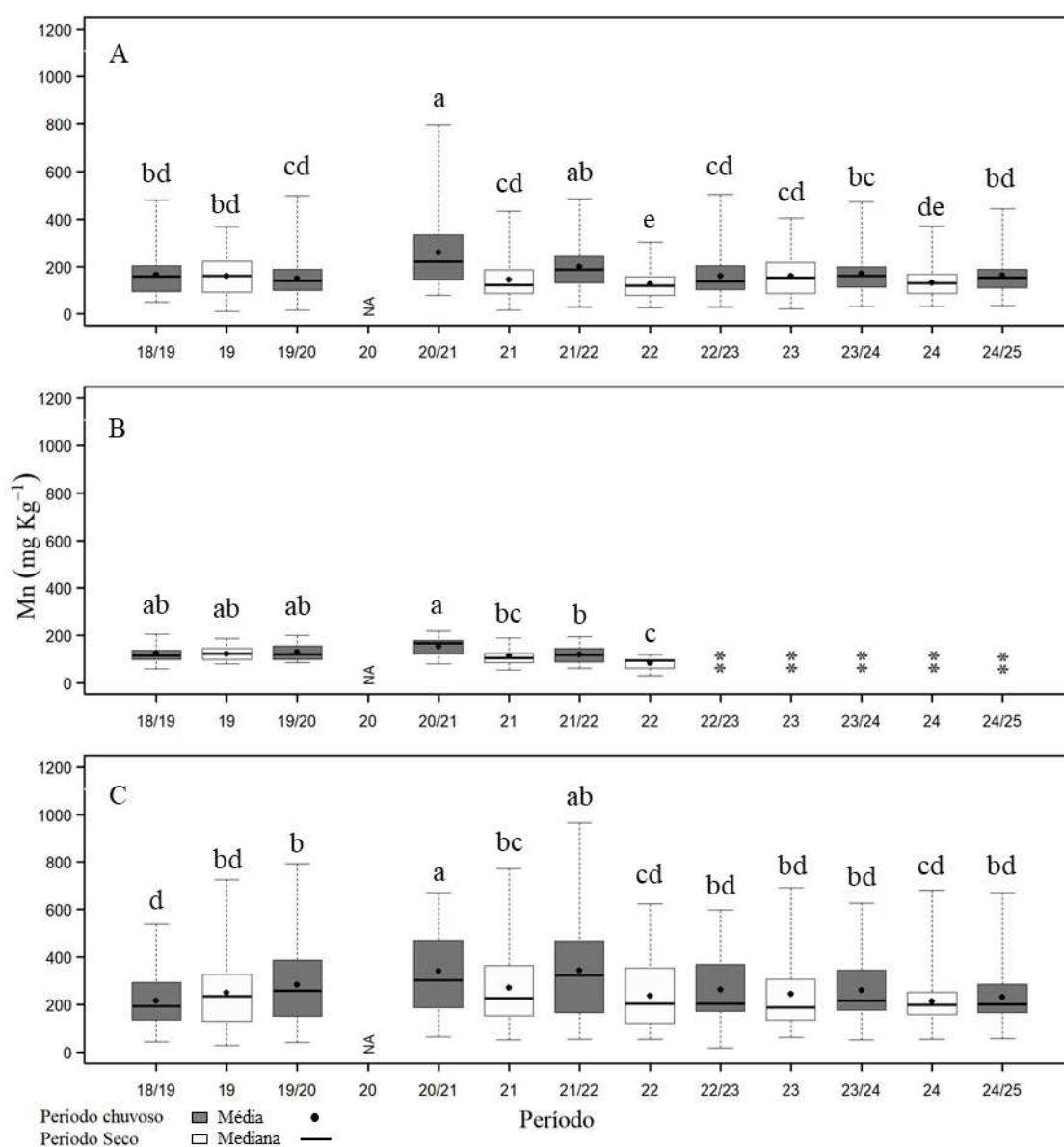


Figura 88: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (B) Compartimento B - Barra do Riacho; (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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

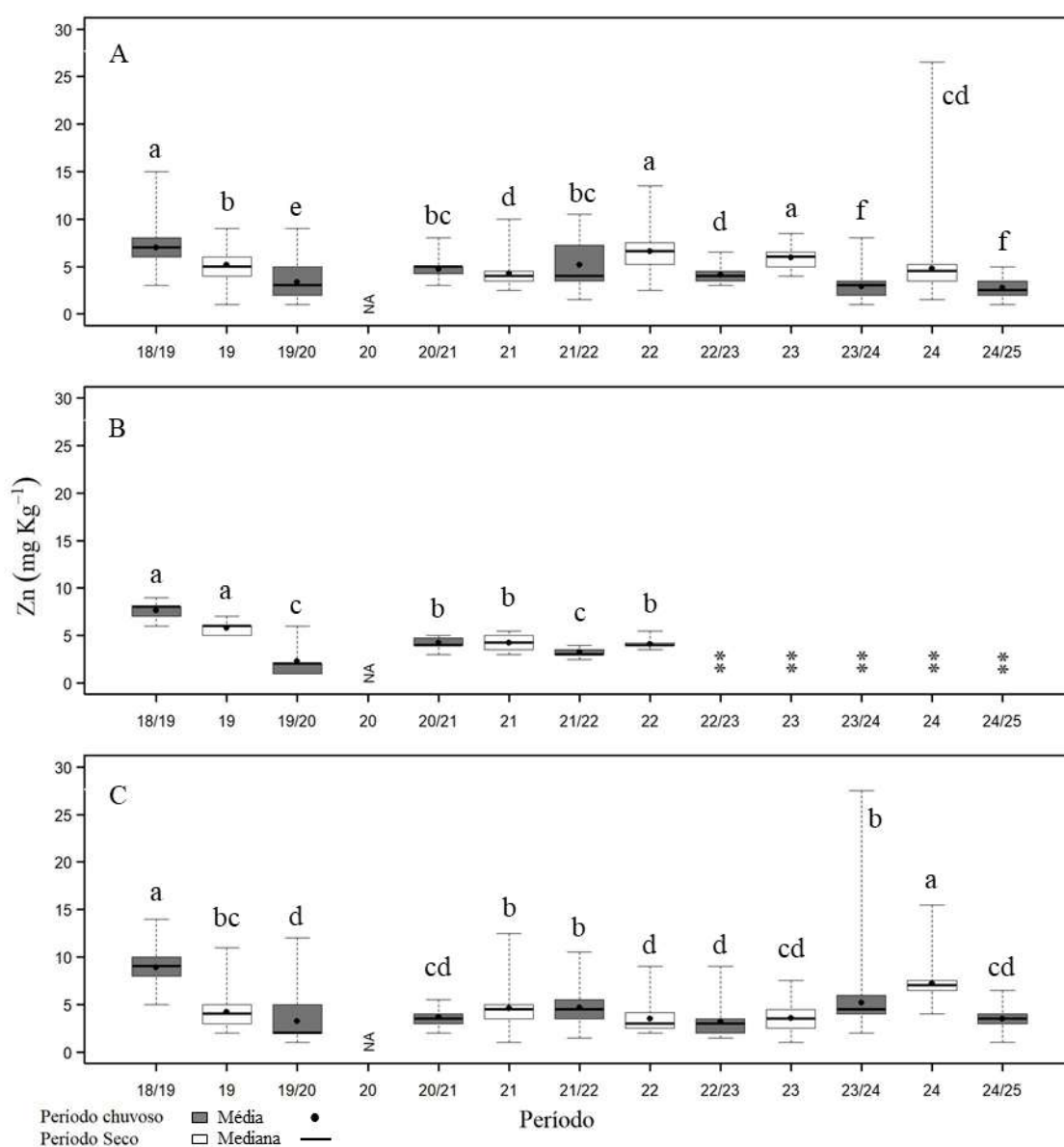


Figura 89: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (B) Compartimento B - Barra do Riacho; (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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

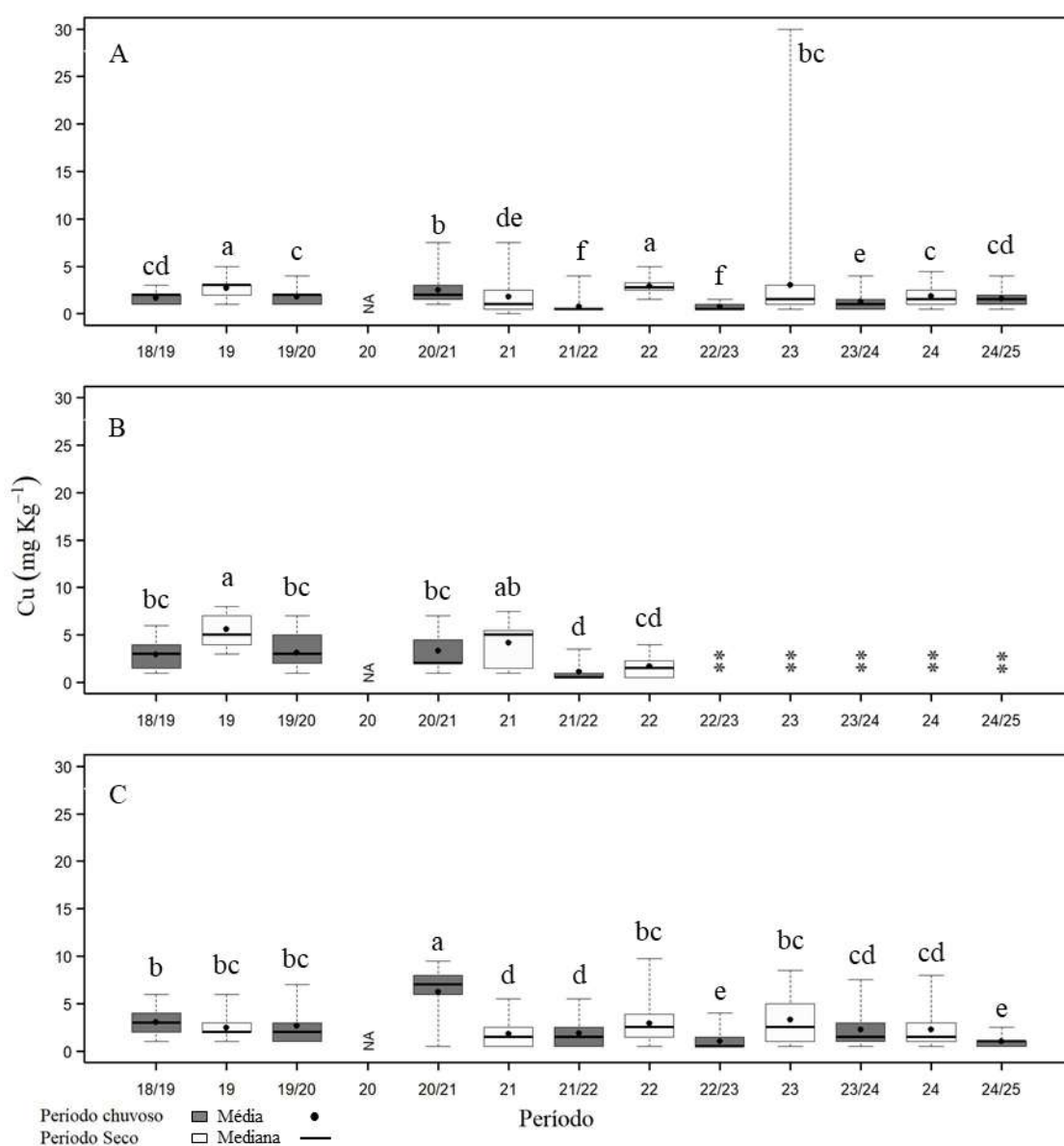
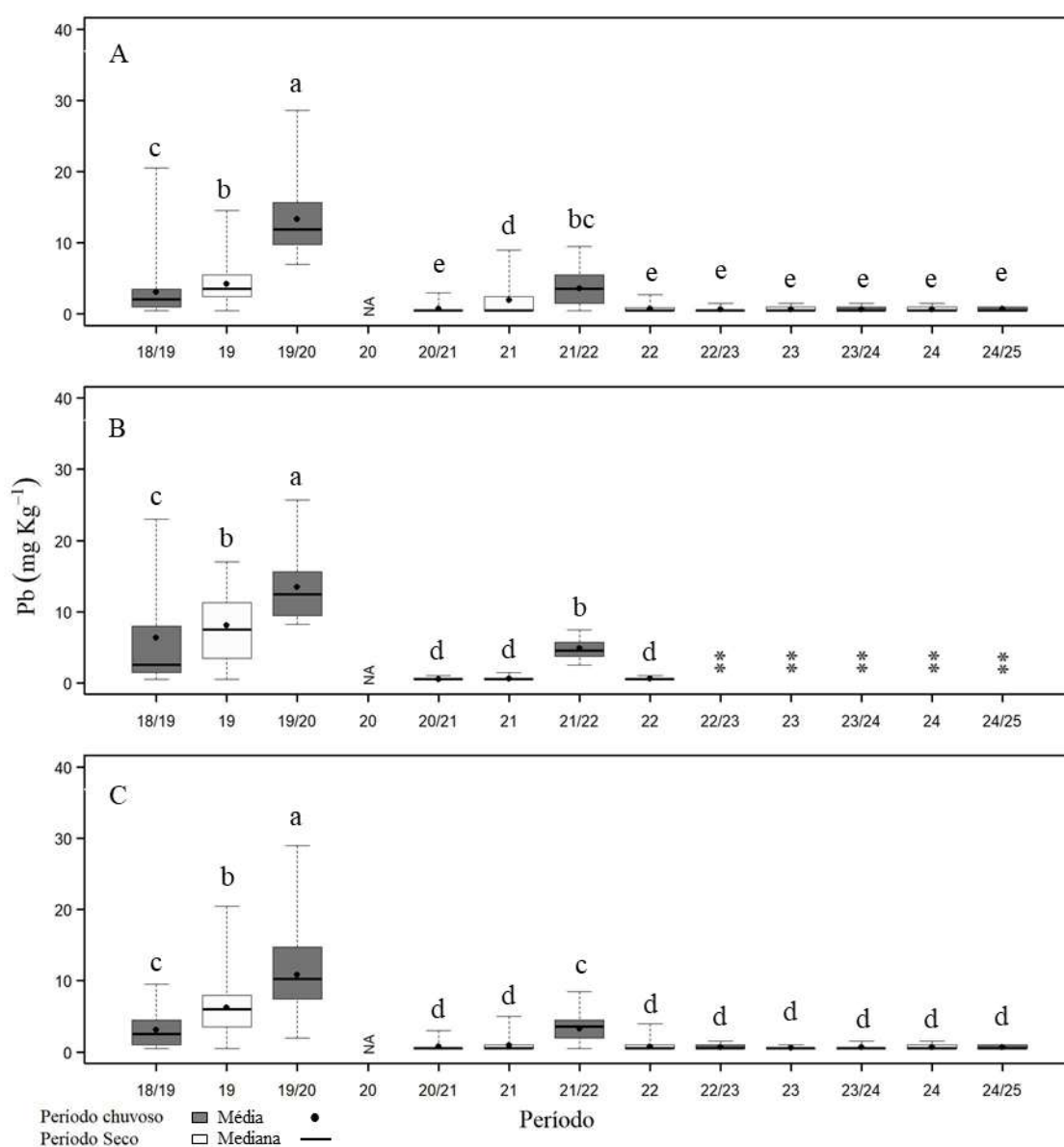


Figura 90: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (A) Compartimento A - Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim; (B) Compartimento B - Barra do Riacho; (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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



Observa-se redução nas concentrações de Fe foliar de *R. mangle* nos compartimentos analisados no período Chuvoso 2024_2025 (Figura 86). No compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim), os valores médios encontrados para Fe diminuíram em relação aos dois últimos períodos (períodos Chuvoso 2023_2024 e Seco 2024). Em toda a série histórica, percebe-se variações nos teores de Fe tanto no compartimento A quanto no Compartimento C (Barra Nova e São Mateus), que também mostrou redução nos valores do metal para este período (Chuvoso 2024_2025) (Figura 86). Com relação ao Mn, houve pequeno aumento na concentração do metal nos compartimentos A e C no período Chuvoso 2024_2025 em relação ao Seco 2024. Entretanto, no compartimento A percebe-se variações nos teores do metal durante o monitoramento. Por outro lado, o compartimento C aparenta tendência de estabilidade, com pequenas alterações durante a série histórica (Figura 87). Houve redução na concentração de Zn em ambos os compartimentos no período Chuvoso 2024_2025 (Figura 88). A concentração de Cu manteve-se estável no compartimento A, mas reduziu no compartimento C no período Chuvoso 2024_2025. Em ambos os compartimentos, há alterações nos teores de Cu durante todo o monitoramento (Figura 89). Tendência de estabilidade na concentração de Pb, com redução dos valores médios observada a partir do período Chuvoso 2020_2021 em ambos os compartimentos (Figura 90).

Figura 91: 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 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

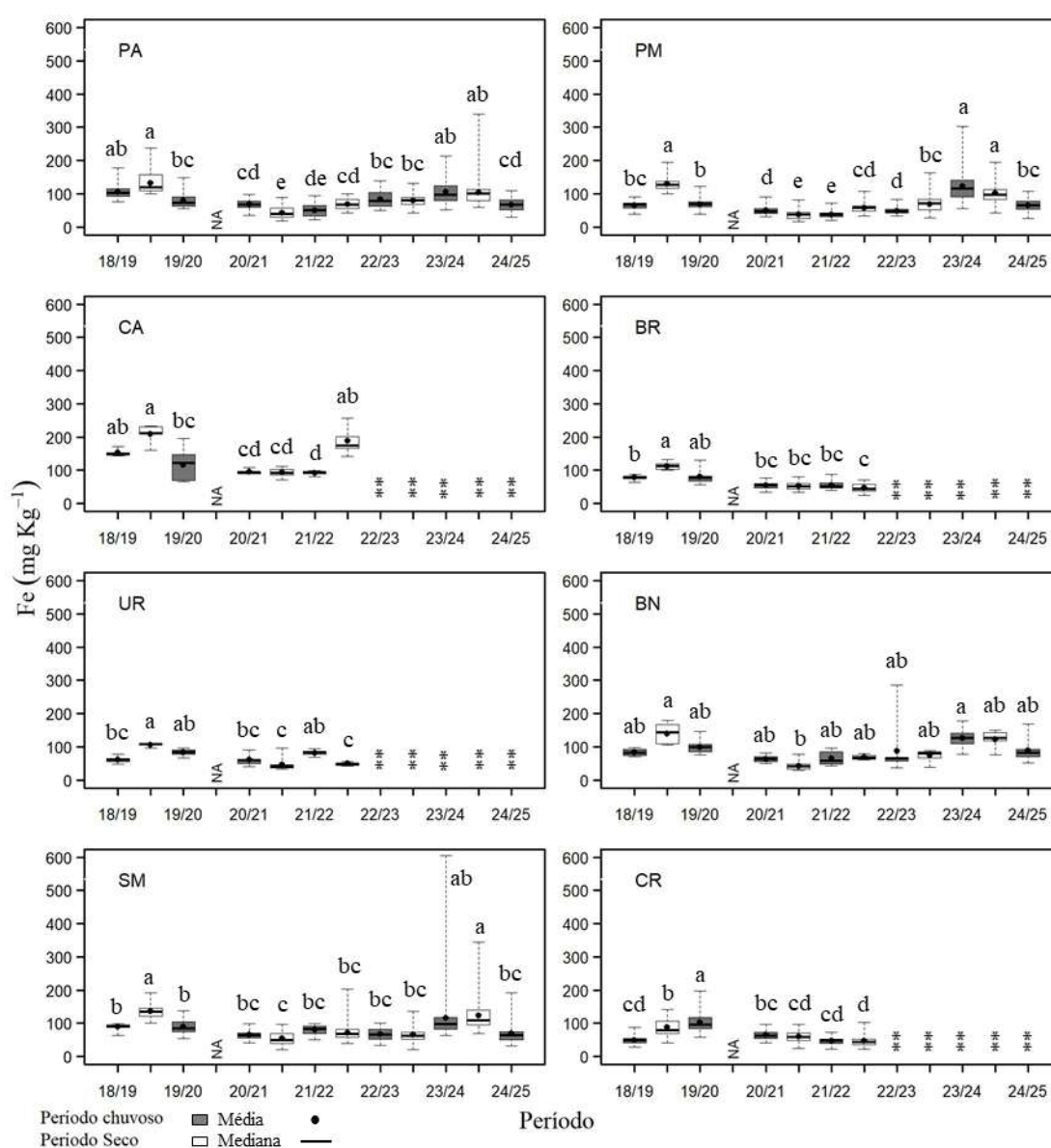


Figura 92: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

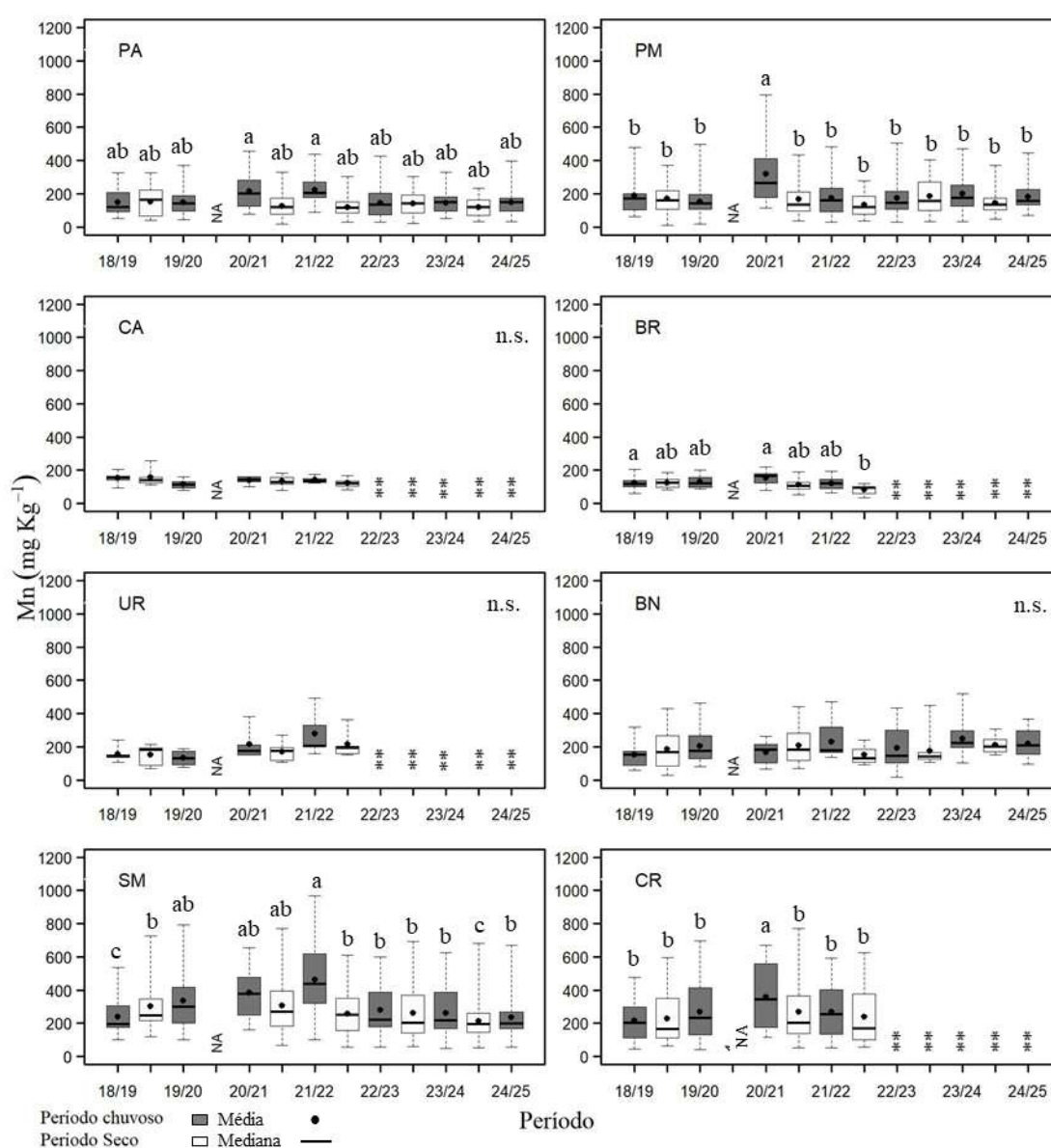


Figura 93: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

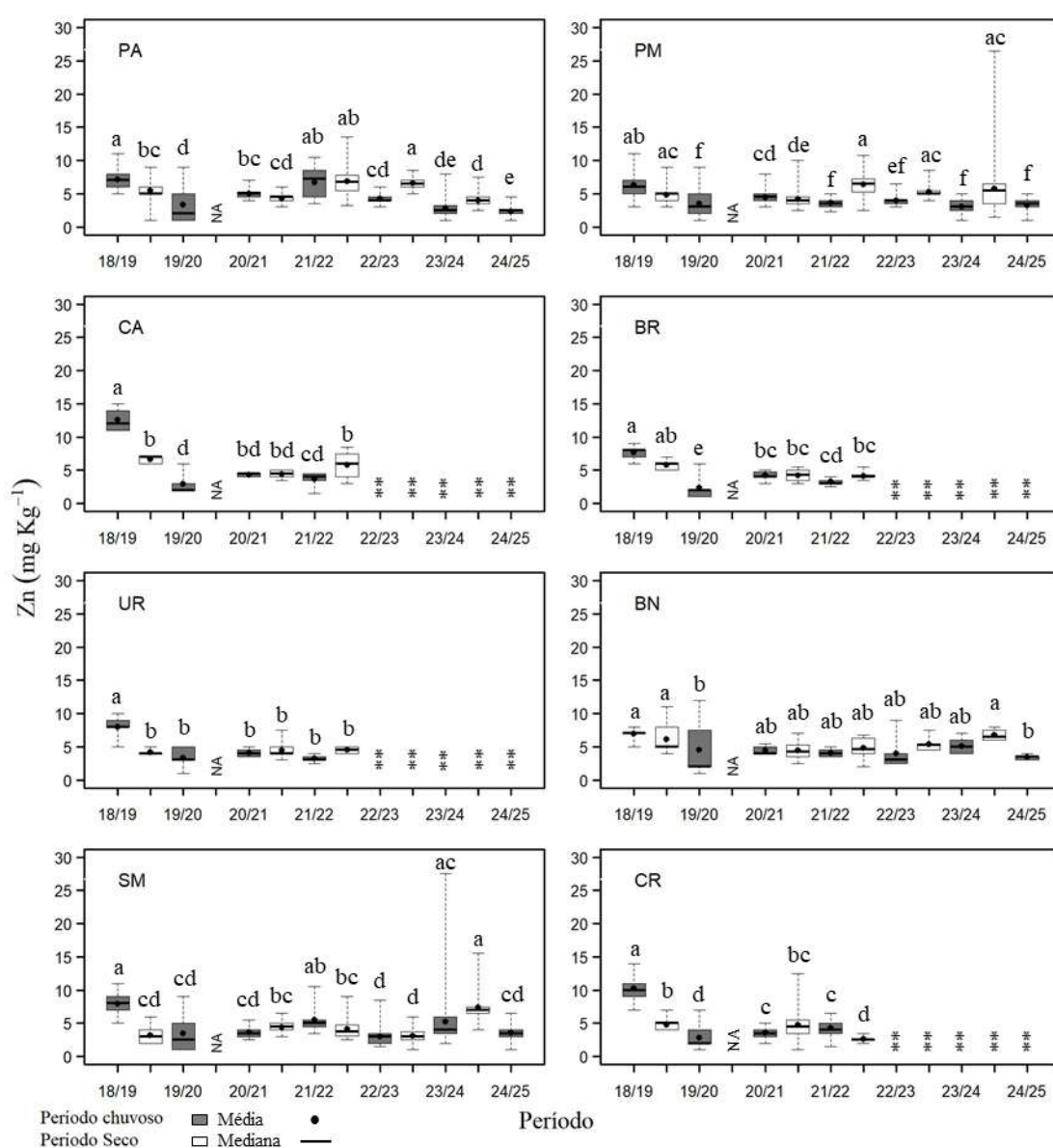


Figura 94: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

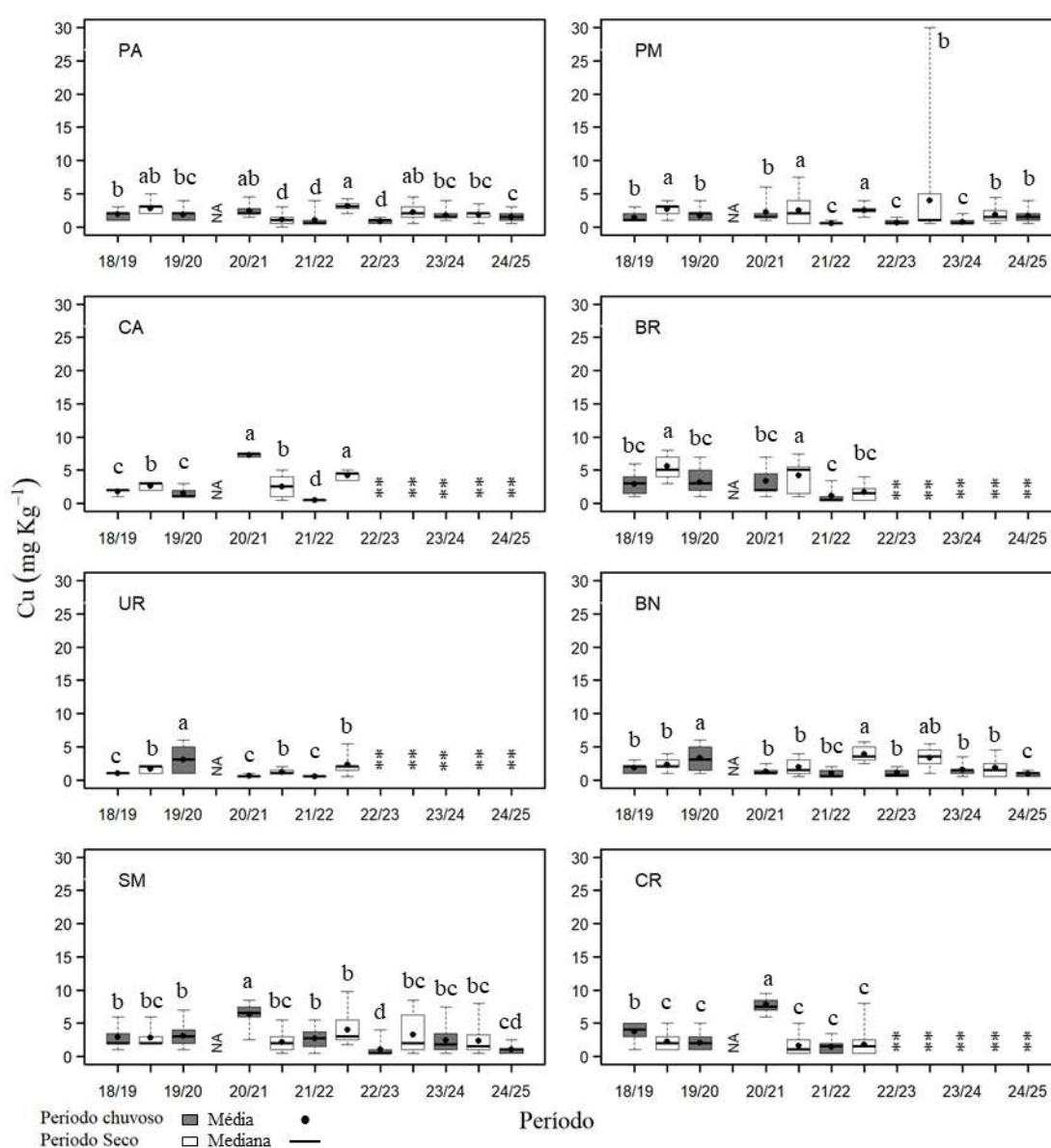
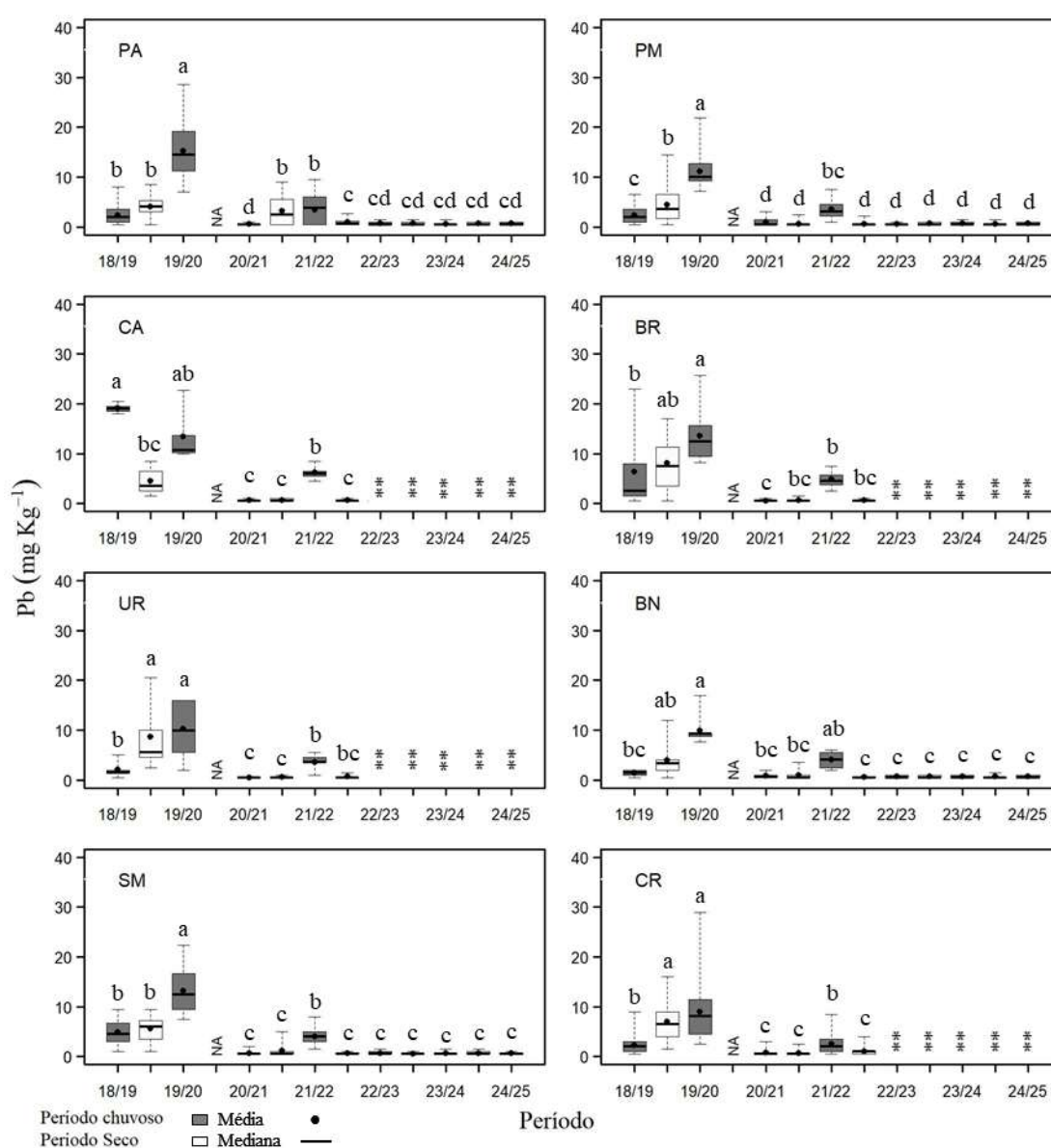


Figura 95: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) de *Rhizophora mangle* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (PM) Piraquê-Mirim; (CA) Costa das Algas; (BR) Barra do Riacho; (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



Na análise dos metais realizada por estuário, observa-se redução na concentração de Fe foliar de *R. mangle* no Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e São Mateus (Figura 91) no Chuvoso 2023_2024. Já em Barra Nova, observa-se tendência de manutenção na concentração de Fe, com pequenas alterações (Figura 91). Para Mn, observa-se tendência de padronização na concentração do metal nos estuários do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim em todos os períodos, exceto no Chuvoso 2020_2021, caracterizado pelo maior acúmulo de Mn nos tecidos foliares. Não houve diferença estatística significativa na concentração de Mn para o estuário de Barra Nova. Em São Mateus, houve aumento nos valores de Mn, semelhantemente aos encontrados nos períodos do Seco 2022 ao Chuvoso 2023_2024 (Figura 92). Observa-se redução na concentração de Zn foliar no período Chuvoso 2024_2025 em todos os estuários analisados (Figura 93). No Piraquê-Mirim, percebe-se que nos períodos secos há tendência de maior acúmulo do metal, como observado na escala temporal. Por outro lado, em Barra Nova, há tendência de estabilidade (Figura 93). Redução na concentração de Cu ocorreu no Chuvoso _2024_2025 nos estuários do Piraquê-Açu, Barra Nova e São Mateus (Figura 94). No Piraquê-Açu e em São Mateus não é possível afirmar um comportamento do metal, visto as variações ao longo do monitoramento. No Piraquê-Mirim, houve manutenção dos valores analisados no Seco 2024. Apesar disto, observa-se tendência de maior concentração de Cu nos períodos secos. Já em Barra Nova, parece haver manutenção na concentração de Cu, com pouca variação entre os períodos, exceto o Chuvoso 2024_2025. (Figura 94). Em relação ao Pb foliar, houve manutenção na concentração do metal a partir do período Seco 2022, sem diferença estatística em todos os estuários analisados (Figura 95).

Figura 96: 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 de 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

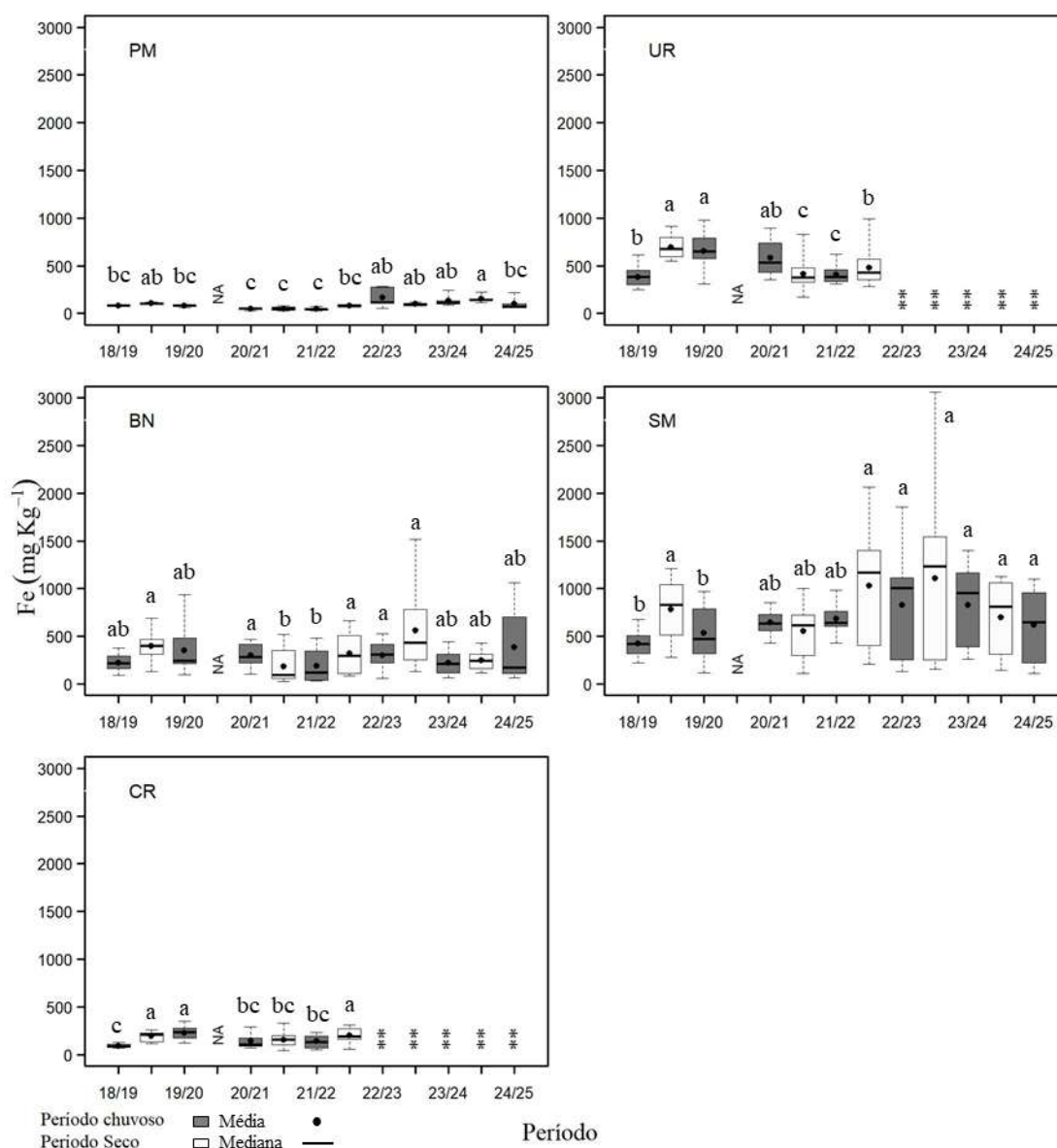


Figura 97: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

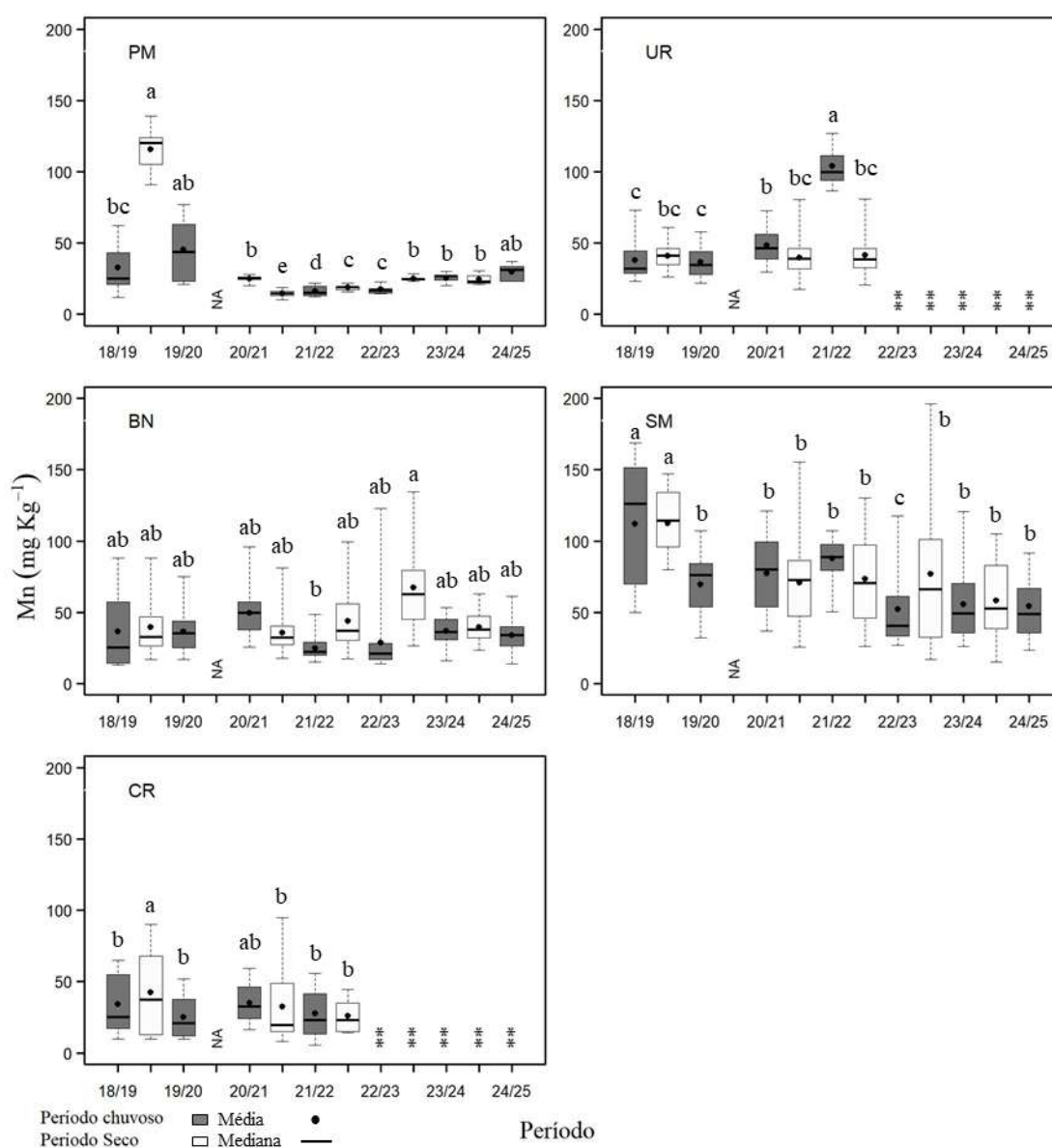


Figura 98: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

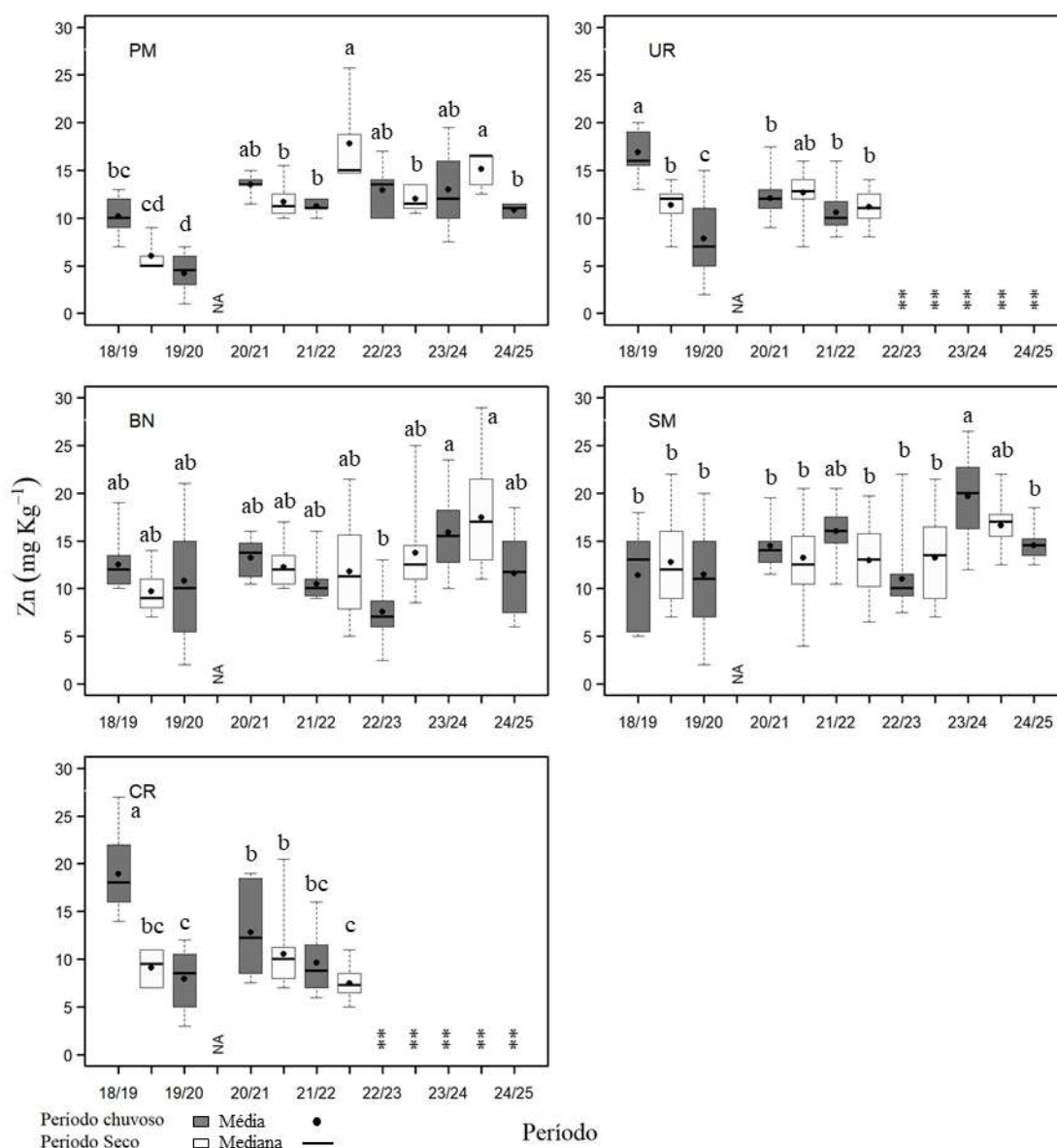


Figura 99: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

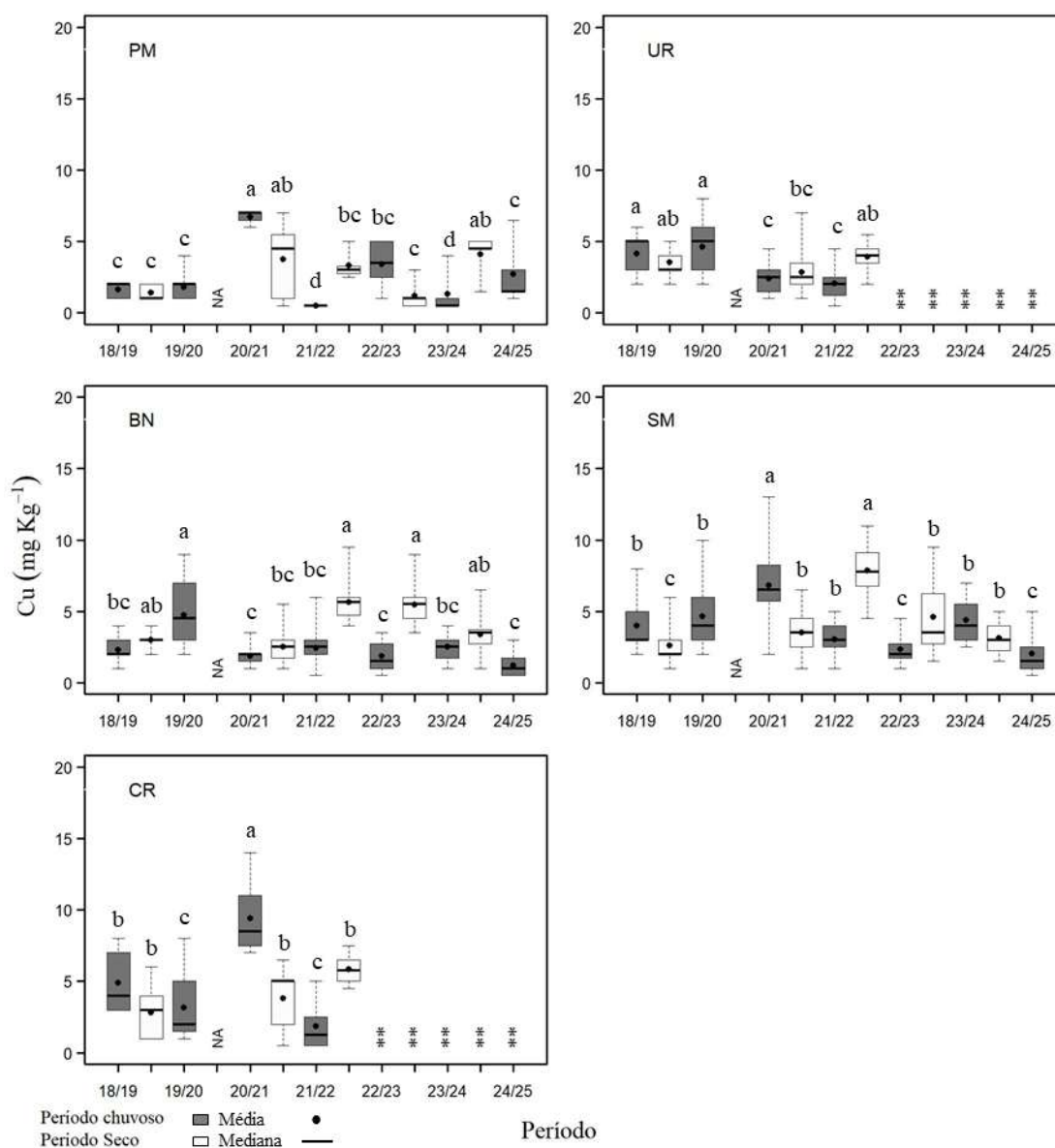
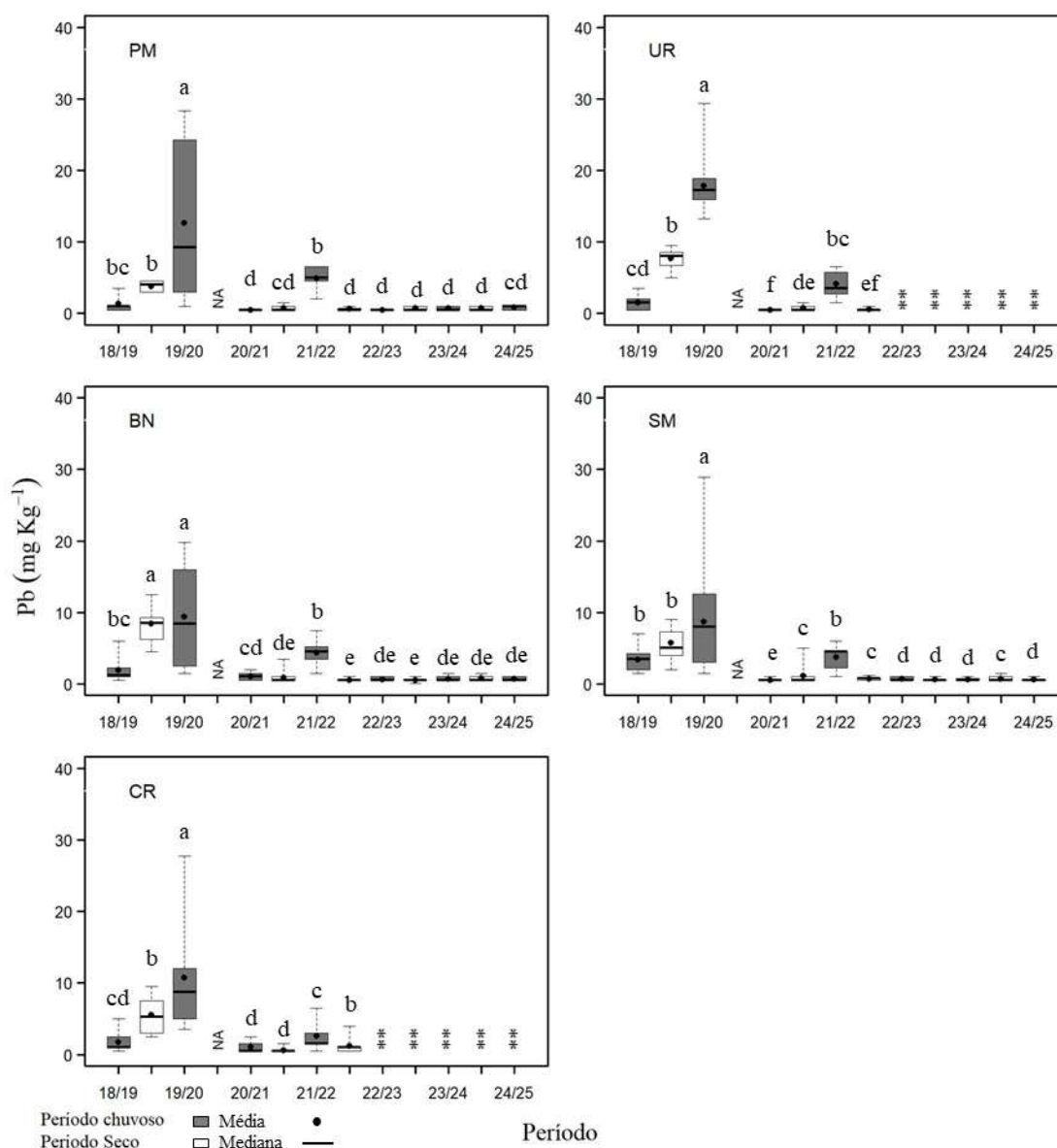


Figura 100: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) para a espécie *Laguncularia racemosa* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (UR) Urussuquara; (BN) Barra Nova; (SM) São Mateus; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. 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) – Ano 7 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



Houve redução na concentração de Fe em *L. racemosa* no Piraquê-Mirim no último período analisado (Chuvoso 2024_2025). Tal valor pode ser comparado aos encontrados no início do monitoramento (Chuvoso 2018_2019) (Figura 96). Em Barra nova houve manutenção dos valores de Fe, sendo semelhantes aos encontrados no Ano 6. No geral, ocorrem pequenas variações no teor do metal entre os períodos, inferindo que este pode ser um padrão de Fe neste estuário. Em São Mateus, observa-se manutenção nos valores de Fe desde o Seco 2022. Entretanto, percebe-se também que houve um padrão estabelecido para Fe registrado entre os períodos Chuvoso 2018_2019 e Chuvoso 2021_2022 (Figura 96). Houve um pequeno aumento na concentração de Mn no Piraquê-Mirim na análise atual. Como pode ser visto na série temporal, apesar da redução nos valores do metal a partir do Chuvoso 2020_2021, não há um padrão estabelecido para Mn (Figura 97). Diferentemente, em Barra nova e São Mateus, há tendência de estabilidade nas concentrações de Mn, considerando todo o monitoramento (Figura 97). Em relação ao Zn, houve redução nas concentrações do metal em todos os estuários analisados no Chuvoso 2024_2025. Apesar disto, parece ser um padrão de comportamento observado na série temporal, principalmente para *L. racemosa* situada nos estuários de Barra Nova e São Mateus (Figura 98). As concentrações de Cu também apresentaram redução no Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus, conforme mostra a Figura 99. Em Barra Nova, há uma tendência de maiores concentrações de Cu nos períodos secos, iniciando no Ano 3 do monitoramento (Seco 2021, Seco 2022, Seco 2023 e Seco 2024). Entretanto, não é possível ainda considerar esse comportamento como um padrão. Em São Mateus, apesar dos valores reduzidos de Cu no Chuvoso 2024_2025, parece haver uma tendência, considerando os valores médios de Cu (Figura 99). Não há grandes variações no acúmulo de Pb foliar nos períodos analisados no Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus, com exceção do período Chuvoso 2019_2020, que apresentou elevada concentração do metal nos tecidos foliares (Figura 100). Os cinco últimos períodos analisados (Seco 2022, Chuvoso 2022_2023, Seco 2023, Chuvoso 2023_2024 e Seco 2024) foram os de menor concentração metálica de Pb durante toda a série histórica.

Figura 101: Indicador Ecológico Biorremediação – Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) para a espécie *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (CA) Costa das Algas; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo e sul da Bahia. 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 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) – Ano 7. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). (**) Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.

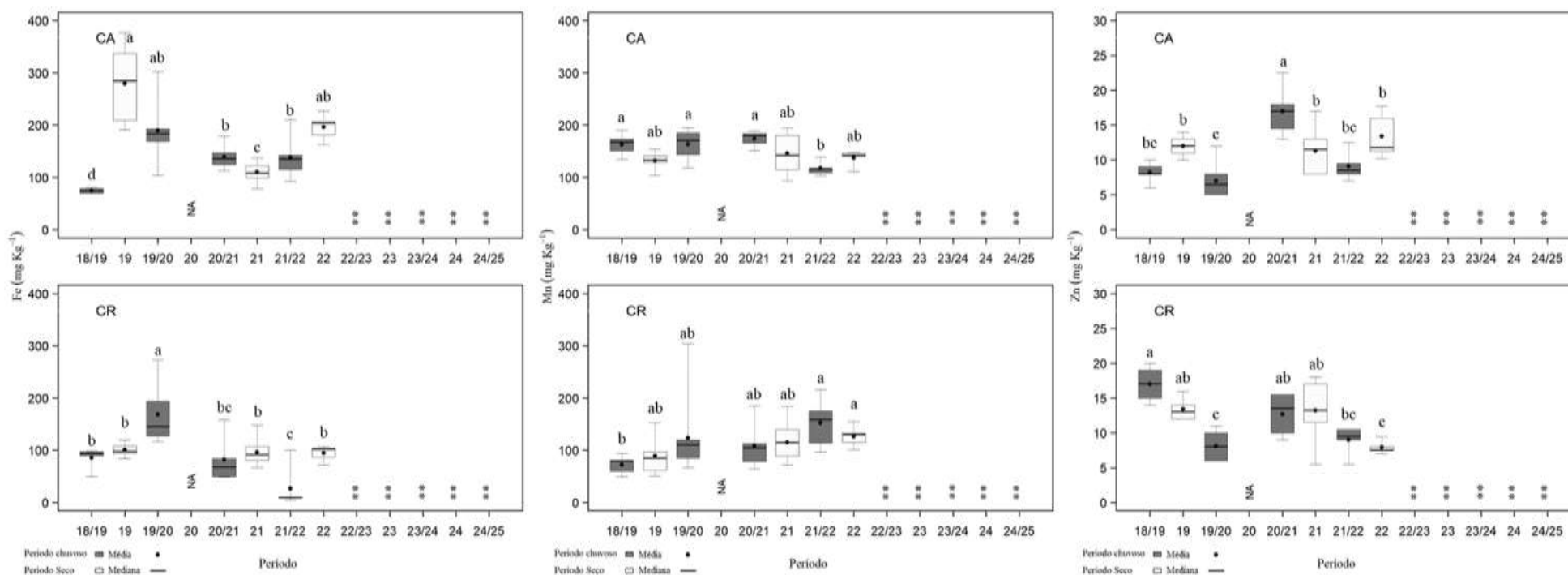
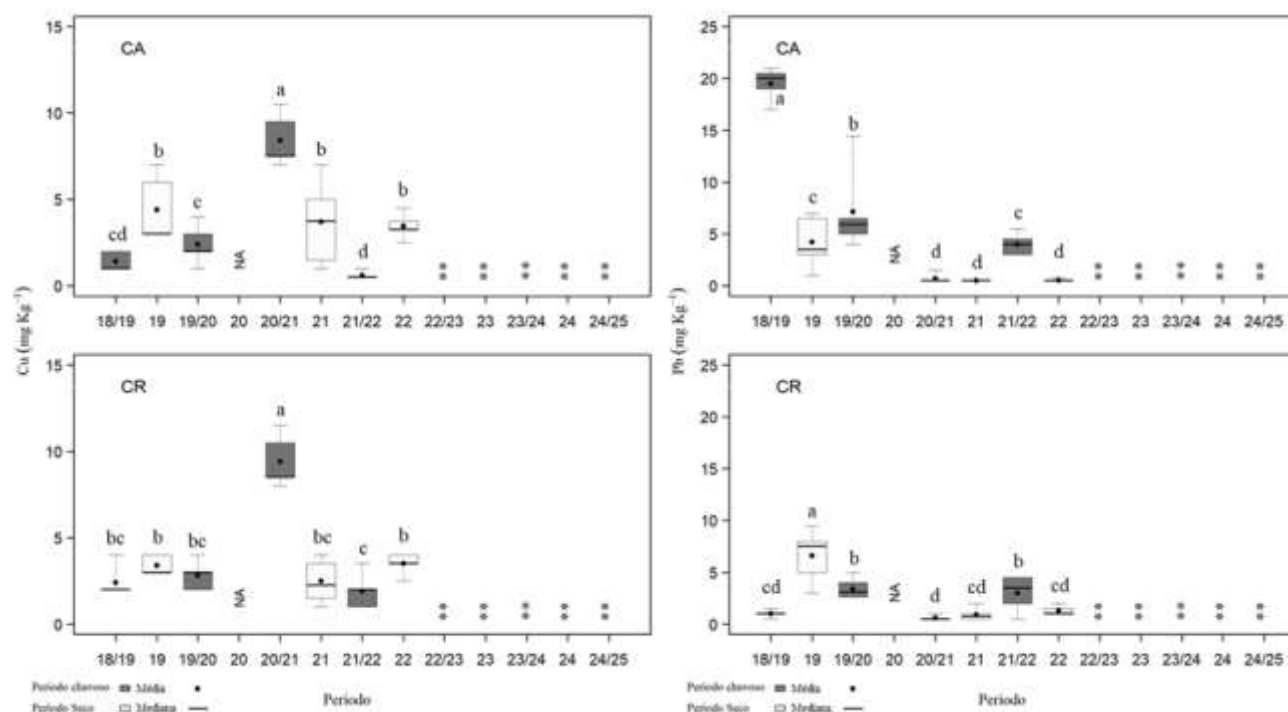


Figura 102: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) e chumbo (Pb) para a espécie *Avicennia schaueriana* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (CA) Costa das Algas; (CR) Caravelas. Áreas de coletas abrangem manguezais no norte do Espírito Santo e sul da Bahia. 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 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) – Ano 7. Letras indicam diferenças entre os períodos ($p < 0,05$). (**) Estuários que deixaram de ser monitorados no Novo Ciclo do PMBA/Fest-UFES e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



O monitoramento dos estuários de Costa das Algas e Caravelas foi descontinuado. Consequentemente, os dados para *A. schaueriana* são melhor discutidos nos relatórios anteriores (Fest, 2023a). Observa-se aumento de Fe foliar no período Seco 2022 em Costa das Algas. Apesar dos valores serem similares aos do período Chuvoso 2019_2020, não atingiram a maior concentração encontrada no período Seco 2019. Em Caravelas, o período Seco 2022 pode ser comparado aos demais períodos secos do monitoramento. Houve aumento na concentração de Fe (Figura 101) em relação ao último período analisado (Chuvoso 2021_2022). Mn, Zn e Cu de *A. schaueriana* localizada em Costa das Algas revela similaridade entre os períodos Seco 2019, Seco 2021 e Seco 2022. Em relação ao último Chuvoso 2021_2022, percebe-se aumento na concentração dos respectivos metais foliares (Figura 95, Figura 101 e Figura 102). No estuário de Caravelas, a manutenção de Mn pode ser observada nos períodos Chuvoso 2021_2022 e Seco 2022, com as maiores concentrações encontradas durante todo o monitoramento. Em relação ao Zn e Pb observa-se redução nos valores dos metais no período Seco 2022 comparados ao último período analisado. Para Cu, aumento na concentração foliar foi observado em Seco 2022 (Figura 101e Figura 102).

Figura 103: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de ferro (Fe) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro 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 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) – Ano 7 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.

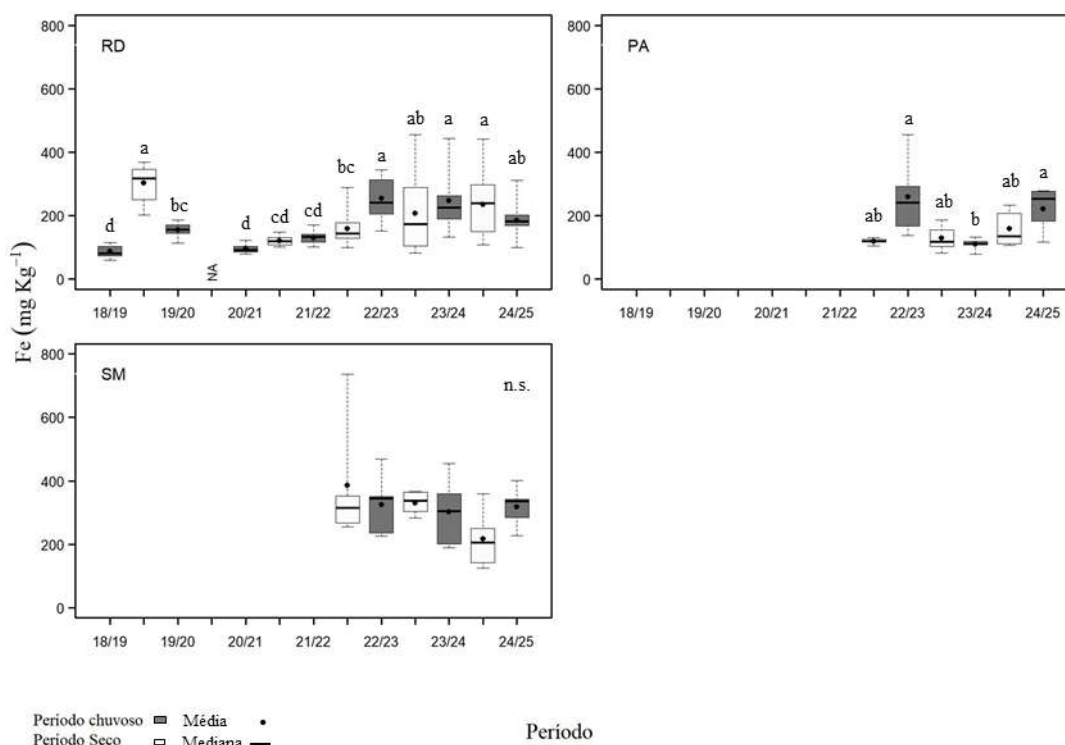


Figura 104: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de manganês (Mn) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de 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) – Ano 7 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.

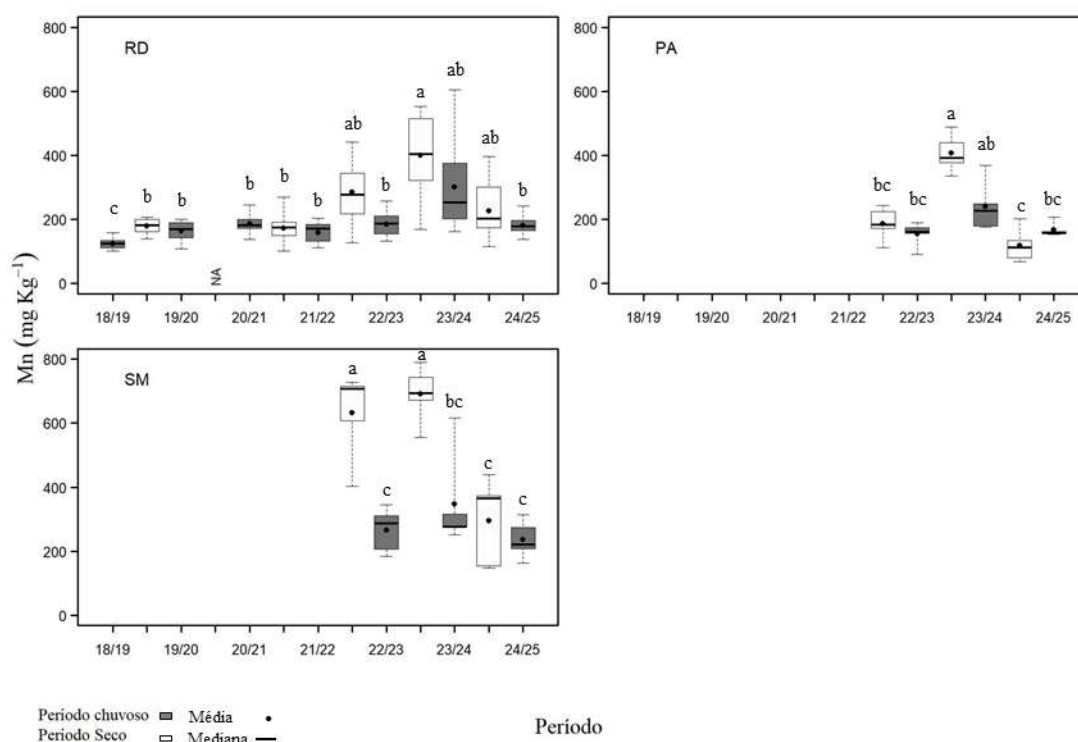


Figura 105: Indicador Ecológico Biorremediação – Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de zinco (Zn) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de 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) – Ano 7 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.

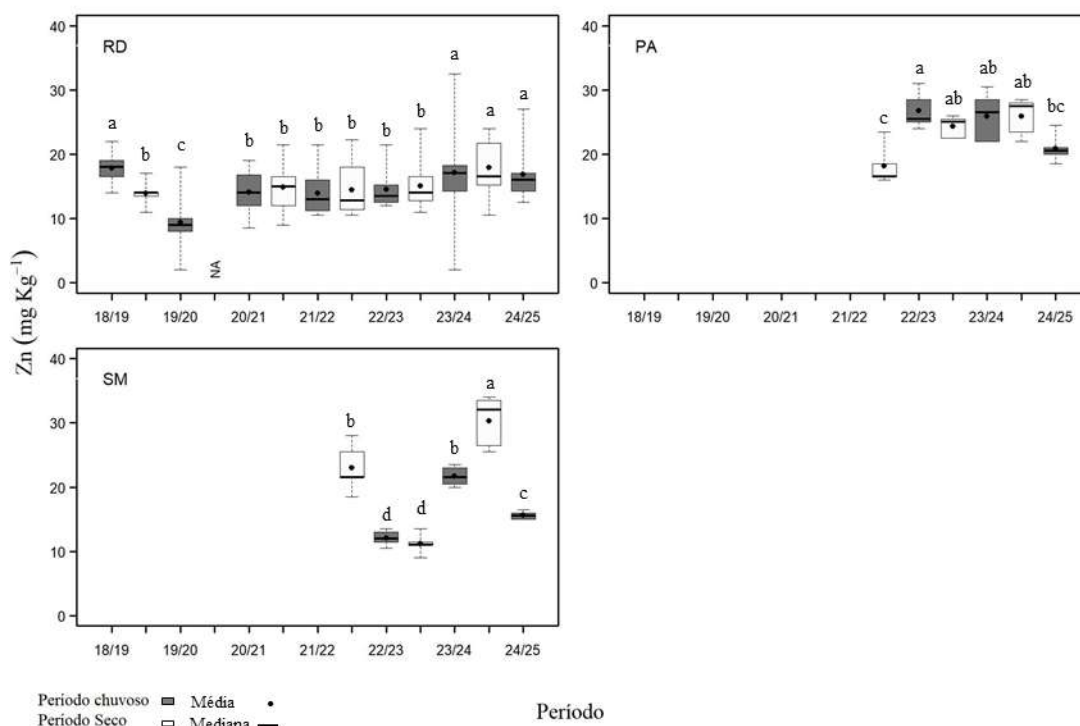


Figura 106: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de cobre (Cu) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de 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) – Ano 7 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.

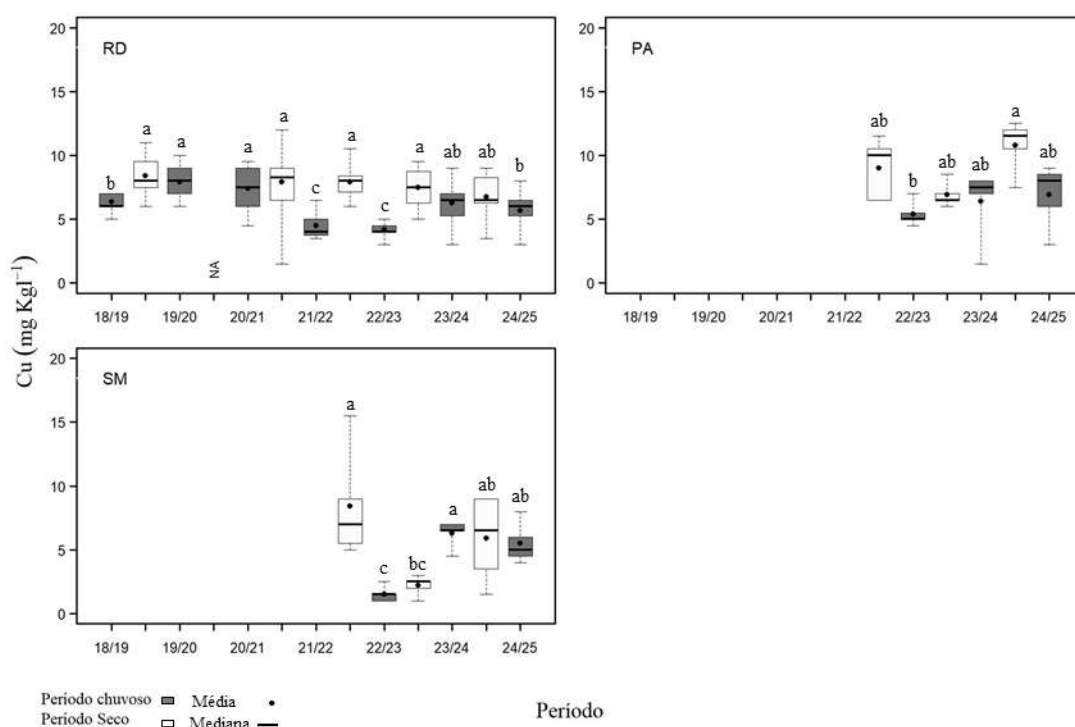
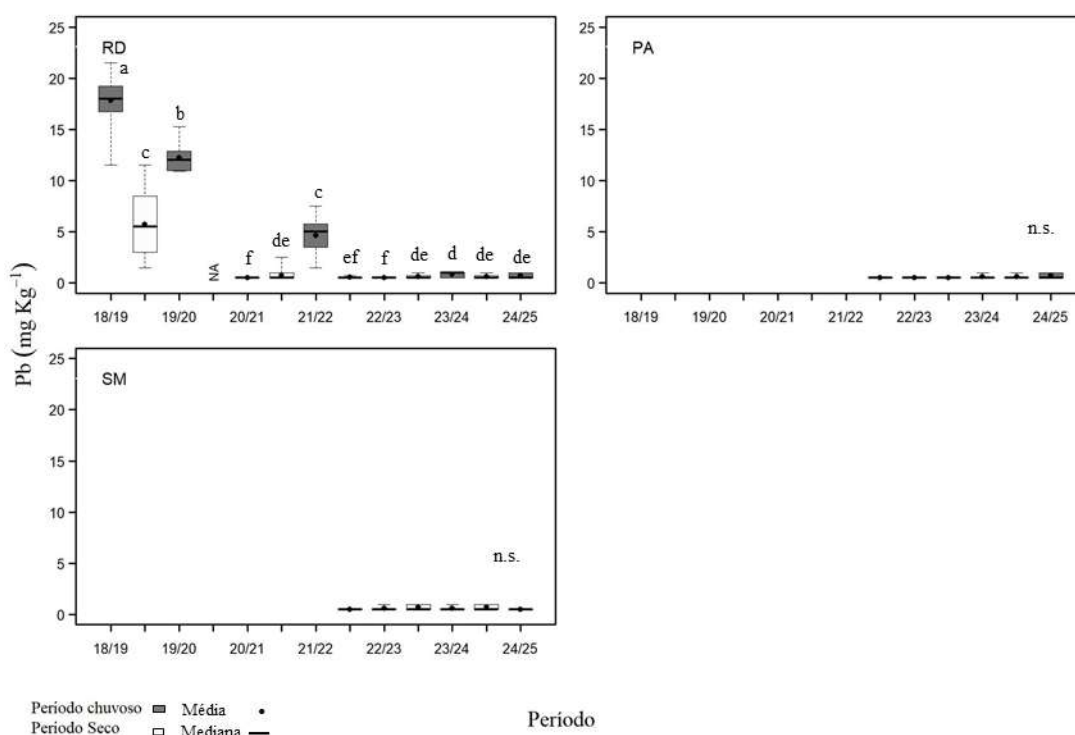


Figura 107: Indicador Ecológico Biorremediação - Concentração de metais foliares. Análise temporal da concentração de chumbo (Pb) para a espécie *Talipariti pernambucense* coletadas nos períodos de dezembro de 2018 a março de 2025. Legenda: (PA) Piraquê-Açu; (RD) rio Doce e (SM) São Mateus. Áreas de coletas abrangem a foz do rio Doce no norte do Espírito Santo. Dados foram coletados nos períodos de 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) – Ano 7 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.



No rio Doce, houve pequena alteração na concentração de Fe em *T. pernambucense* nos períodos Chuvoso 2024_2025, com valores semelhantes aos encontrados nos períodos Seco 2023 (Figura 103). No estuário do Piraquê-Açu, houve aumento na concentração de Fe no último período analisado, com valor médio semelhante ao observado no Chuvoso 2022_2023. Entretanto, este estuário mostra tendência de padronização. No estuário de São Mateus, porém, não houve diferença significativa entre os períodos analisados (Figura 103). Em relação ao Mn (Figura 104), houve redução na concentração do metal em todos os estuários analisados no Chuvoso 2024_2025. No rio Doce, observa-se que o último período foi semelhante aos Anos 1, 2 e 3 do monitoramento. No Piraquê-Açu, destaque para os períodos Seco 2023, com a maior concentração de Mn e o Seco 2024, com severa redução no metal. A maior concentração de Mn na *T. pernambucense* localizada no São Mateus foi nos períodos Seco 2022 e Seco 2023 (Figura 104). Para o Zn (Figura 105), houve aumento na concentração do metal nos últimos períodos analisados no rio Doce (Chuvoso 2023_2024, Seco 2024 e Chuvoso 2024_2025), onde pode ser observado também período de estabilidade na concentração de Zn nos Anos 3, 4 e 5. No Piraquê-Açu houve redução nos valores de Zn no Chuvoso 2024_2025. Este estuário apresenta pequenas variações na concentração do metal que podem ser observadas ao longo da série histórica. Já em São Mateus, nota-se a alta variabilidade em relação aos valores médios de Zn nos respectivos períodos (Figura 105). Na Figura 106, observa-se redução de Cu nos três estuários analisados. No rio Doce, apesar dos menores valores médios na última análise, estes são semelhantes aos encontrados no Ano 6. Percebe-se comportamento similar no estuário do Piraquê-Açu, onde os valores médios de Cu encontrados para a espécie não variam muito entre os períodos. Em São Mateus, embora a redução de Cu possa ser observada no Chuvoso 2024_2025, os valores se assemelham aos encontrados nos períodos Seco2022, Chuvoso 2023_2024 e Seco 2024. O período Chuvoso 2022_2023 foi marcado com o menor teor de Cu da série temporal deste estuário (Figura 106). Para Pb foliar no rio Doce, há tendência de redução e manutenção na concentração do metal a partir do período Chuvoso 2020_2021, com leve aumento nos valores de Pb no Chuvoso 2021_2022. Não houve diferença estatística significativa nos valores de Pb para *T. pernambucense* analisada nos estuários do Piraquê-Açu e São Mateus (Figura 107).

Figura 108: Indicador Ecológico Biorremediação- Taxa de crescimento (TC) (mm ao dia⁻¹) e taxa de crescimento relativo (TCR) das plântulas de *Rhizophora mangle* cultivadas *ex situ* em diferentes concentrações de ferro e manganês. Dados coletados de março a dezembro 2023 (Ano 5). A) - taxa de crescimento plântulas cultivadas em diferentes concentrações de ferro; B) - taxa de crescimento relativo plântulas cultivadas em diferentes concentrações de ferro; C) - taxa de crescimento das plântulas cultivadas em diferentes concentrações de manganês; D) - taxa de crescimento relativo plântulas cultivadas em diferentes concentrações de manganês. Letras indicam diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$). Atividade descontinuada.

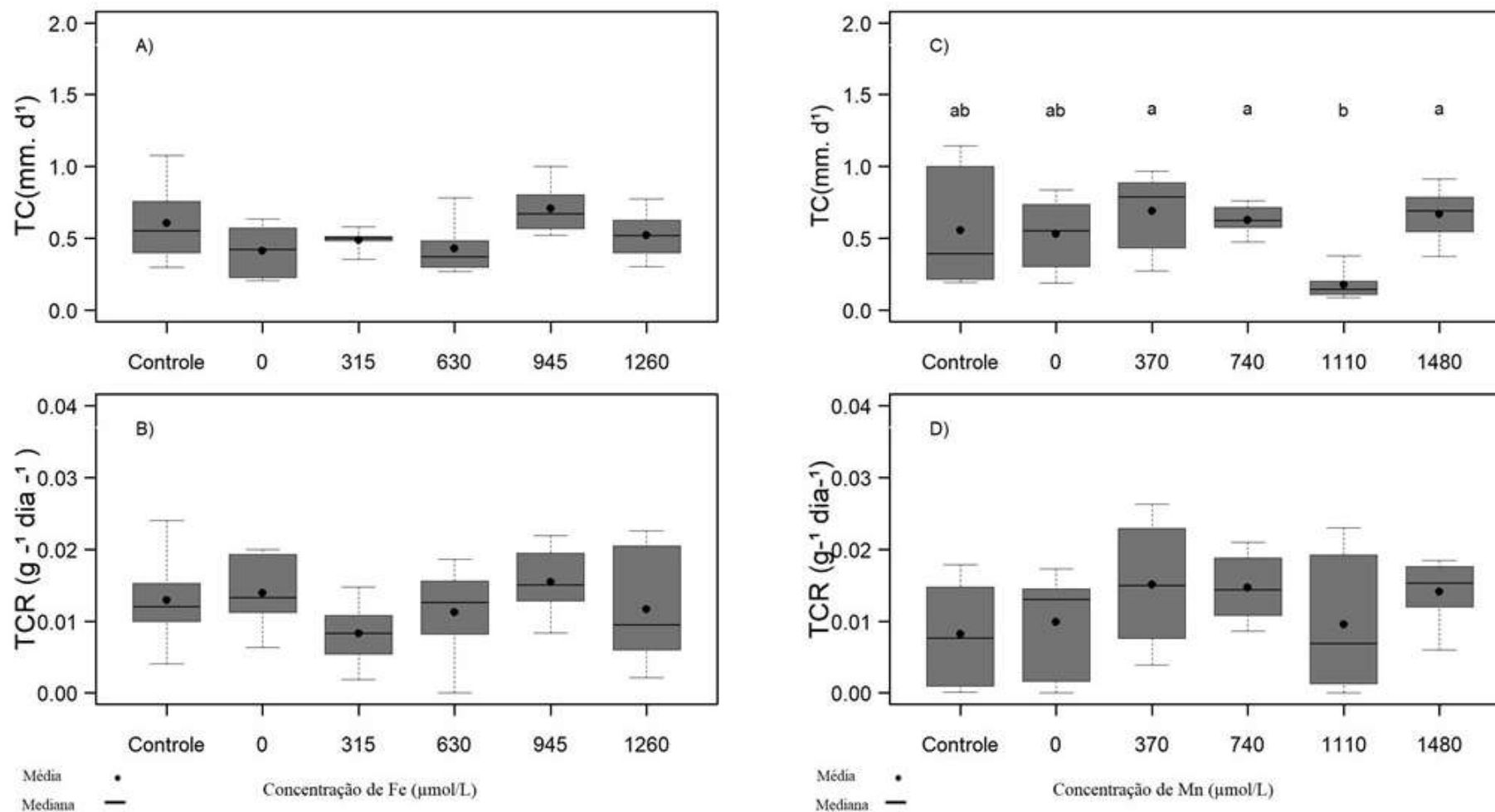


Tabela 2: Número médio de folhas das plântulas de *Rhizophora mangle* cultivadas *ex situ* em diferentes concentrações de ferro e manganês. Número de folhas obtido março a dezembro 2023 ano 5. Letras indicam diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$). Atividade descontinuada

Número médio de folhas						
Ferro $\mu\text{mol L}$	0	controle	315	630	945	1260
	7.5 \pm 2.8	16.79 \pm 7,1	9.65 \pm 1,7	9.36 \pm 4,5	13.05 \pm 3.63	10.45 \pm 5.2
Manganês $\mu\text{mol L}$	0	controle	370	740	1110	1480
	10.51 \pm 4,4 a	14,65 \pm 3.1 a	14,62 \pm 8.2 a	11,81 \pm 5.3a	3 \pm 1.79 c	11 \pm 4.08 a

Figura 109: Indicador Ecológico Biorremediação- Assimilação de carbono ($A - \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Análise da assimilação de carbono das plântulas de *Rhizophora mangle* cultivadas *ex situ* em diferentes concentrações de ferro e manganês. Dados coletados dezembro 2023- Ano 5. Legenda: A- assimilação de carbono plântulas cultivadas em diferentes concentrações de ferro; B- assimilação de carbono plântulas cultivadas em diferentes concentrações de manganês. Letras indicam diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$). Atividade descontinuada.

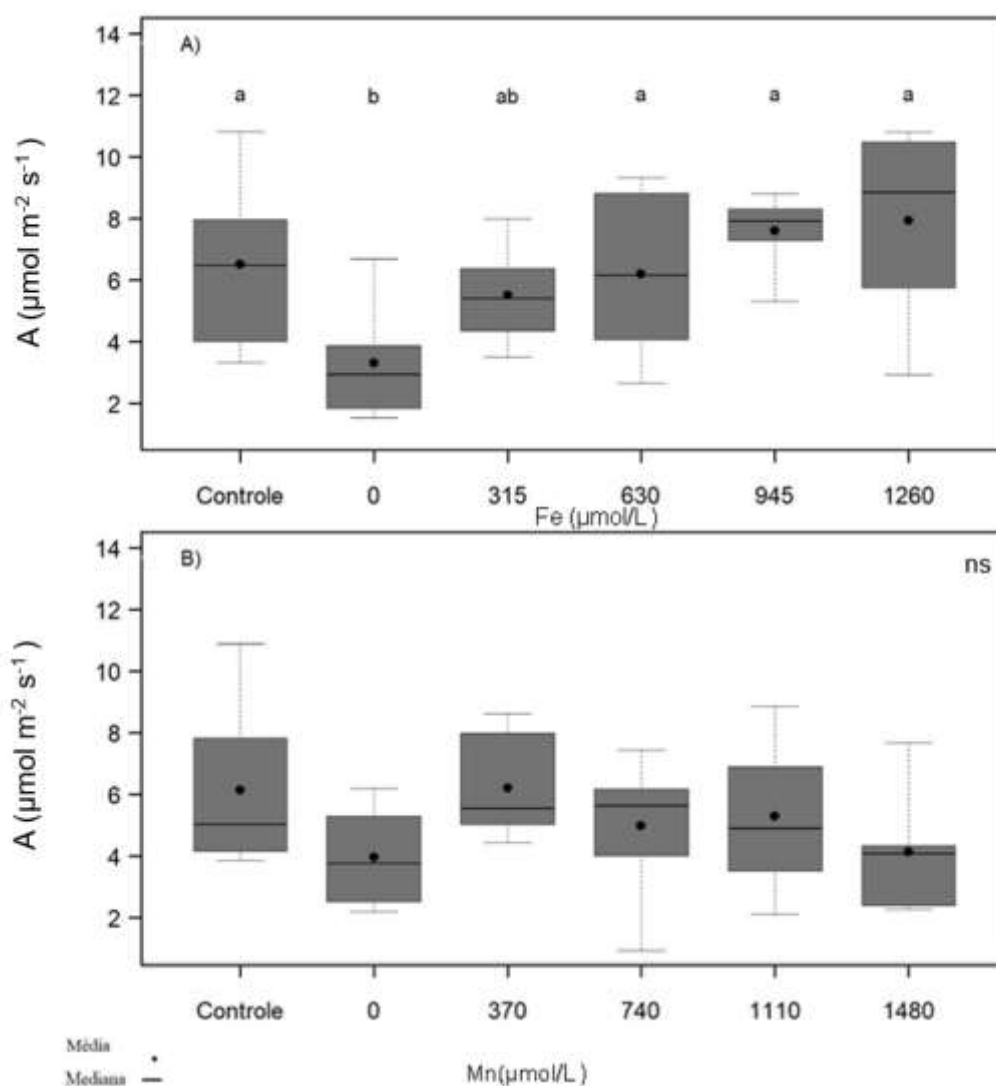


Figura 110: Indicador Ecológico Biorremediação- Análise dos parâmetros fluorescência modulada plântulas de *Rhizophora mangle* cultivadas *ex situ* diferentes concentrações de ferro e manganês. quenching não fotoquímico (qN- unidade relativa); quenching fotoquímico (qP- unidade relativa); transporte de elétrons (ETR-unidade relativa). Dados coletados em dezembro 2023 ano 5. A) quenching não fotoquímico plântulas cultivadas em diferentes concentrações de ferro; B)- quenching fotoquímico plântulas cultivadas em diferentes concentrações de ferro; C)- transporte de elétrons plântulas cultivadas em diferentes concentrações de ferro ;D)- quenching não fotoquímico plântulas cultivadas em diferentes concentrações de manganês ; E)- quenching fotoquímico plântulas cultivadas em diferentes concentrações de manganês; F)- transporte de elétrons plântulas cultivadas em diferentes concentrações de manganês. Letras indicam diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$). Atividade descontinuada.

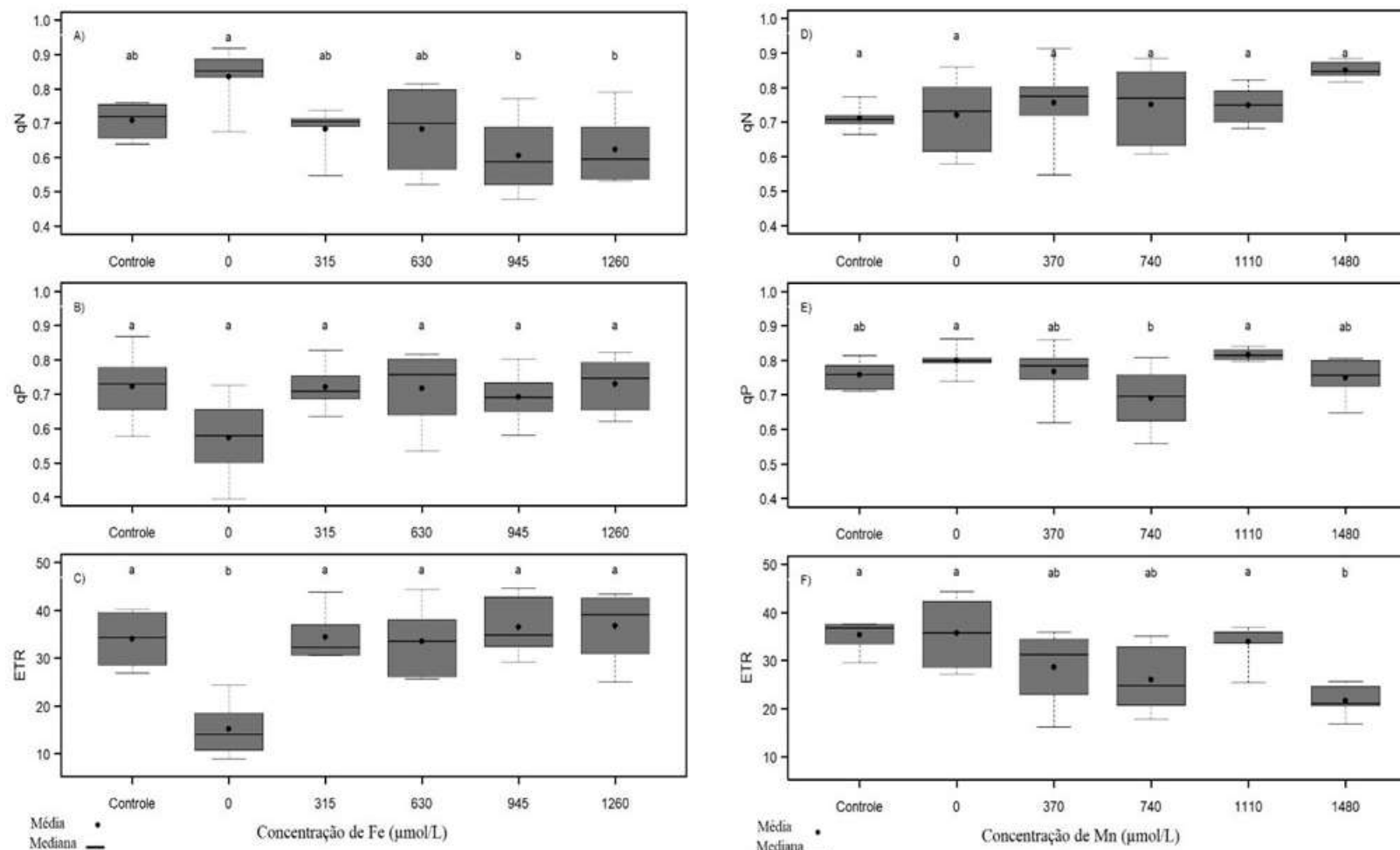


Figura 111: Indicador Ecológico Biorremediação- Análise dos parâmetros fluorescência transientes das plântulas de *Rhizophora mangle* cultivadas *ex situ* em diferentes concentrações de ferro e manganês. Eficiência quântica do fotossistema II (PSII) ($\phi P0$ - unidade relativa); Índice de conservação de energia (PI_{Total} - unidade relativa); Índice de conservação de energia (PI_{ABS} – unidade relativa). Dados coletados dezembro 2023 ano 5. Legenda: A- $\phi P0$ plântulas cultivadas diferentes concentrações de ferro; B- PI_{Total} plântulas cultivadas diferentes concentrações de ferro; C- PI_{ABS} plântulas cultivadas diferentes concentrações de ferro; D- $\phi P0$ plântulas cultivadas diferentes concentrações de manganês; E- PI_{Total} plântulas cultivadas diferentes concentrações de ferro; F- PI_{ABS} plântulas cultivadas diferentes concentrações de manganês. Letras indicam diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$). Atividade descontinuada.

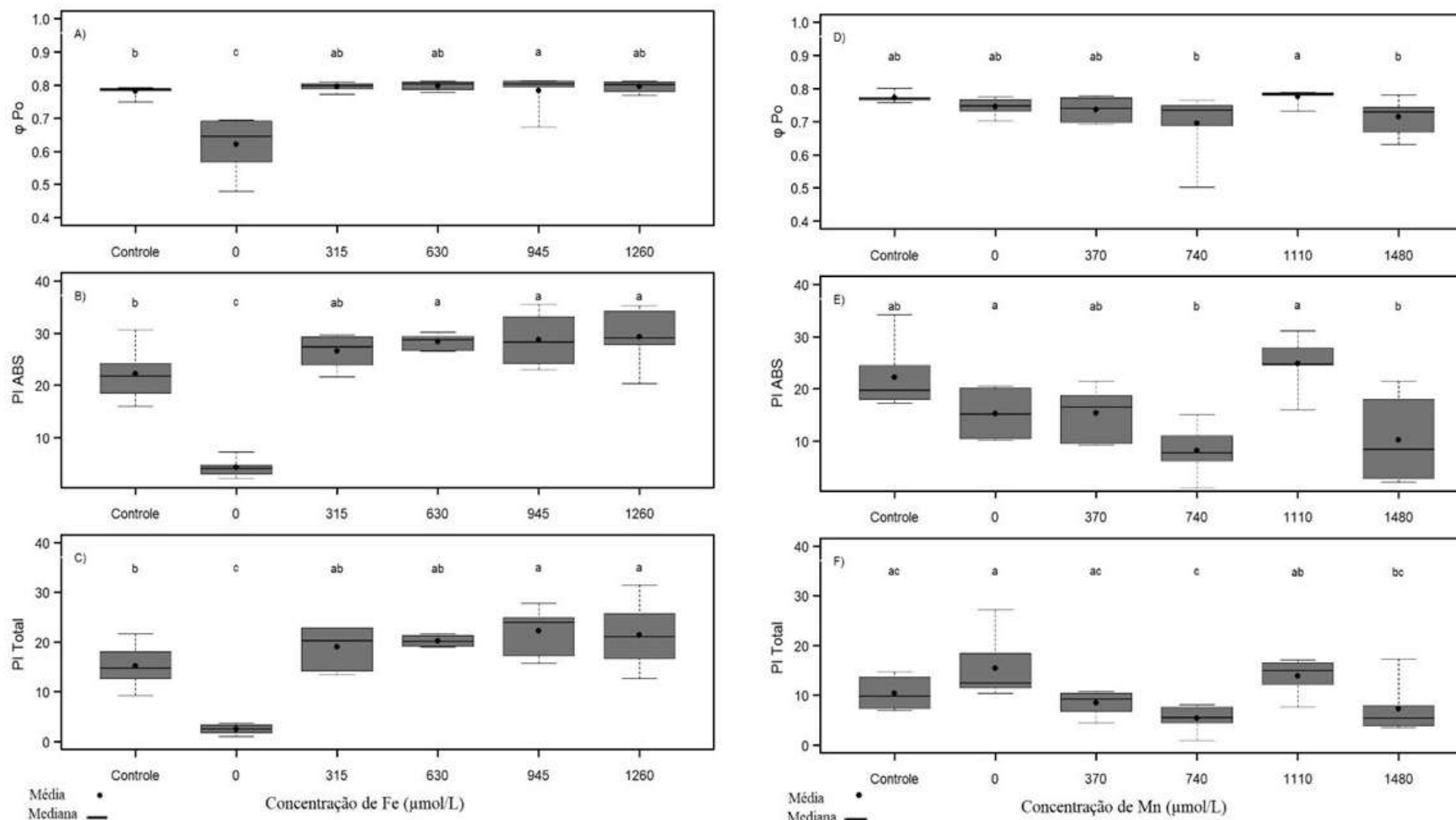
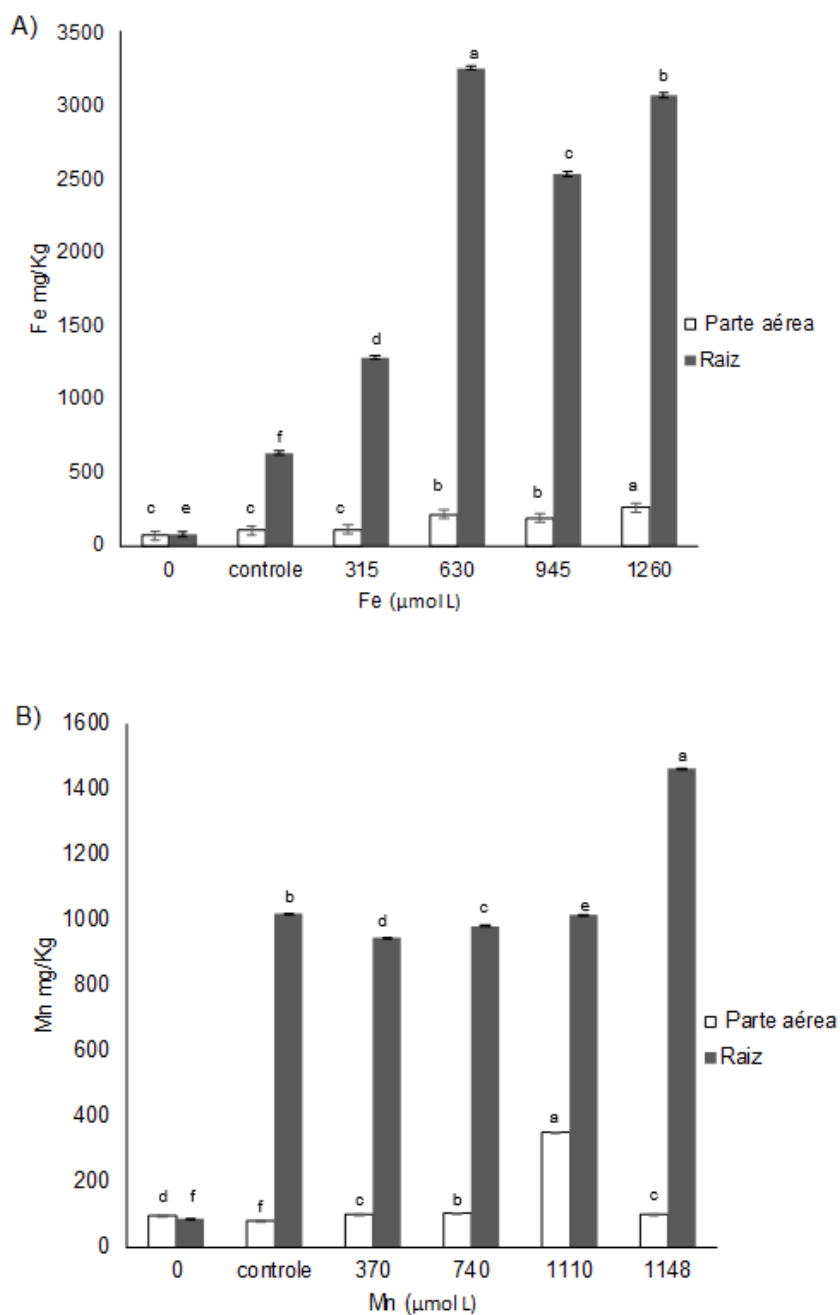


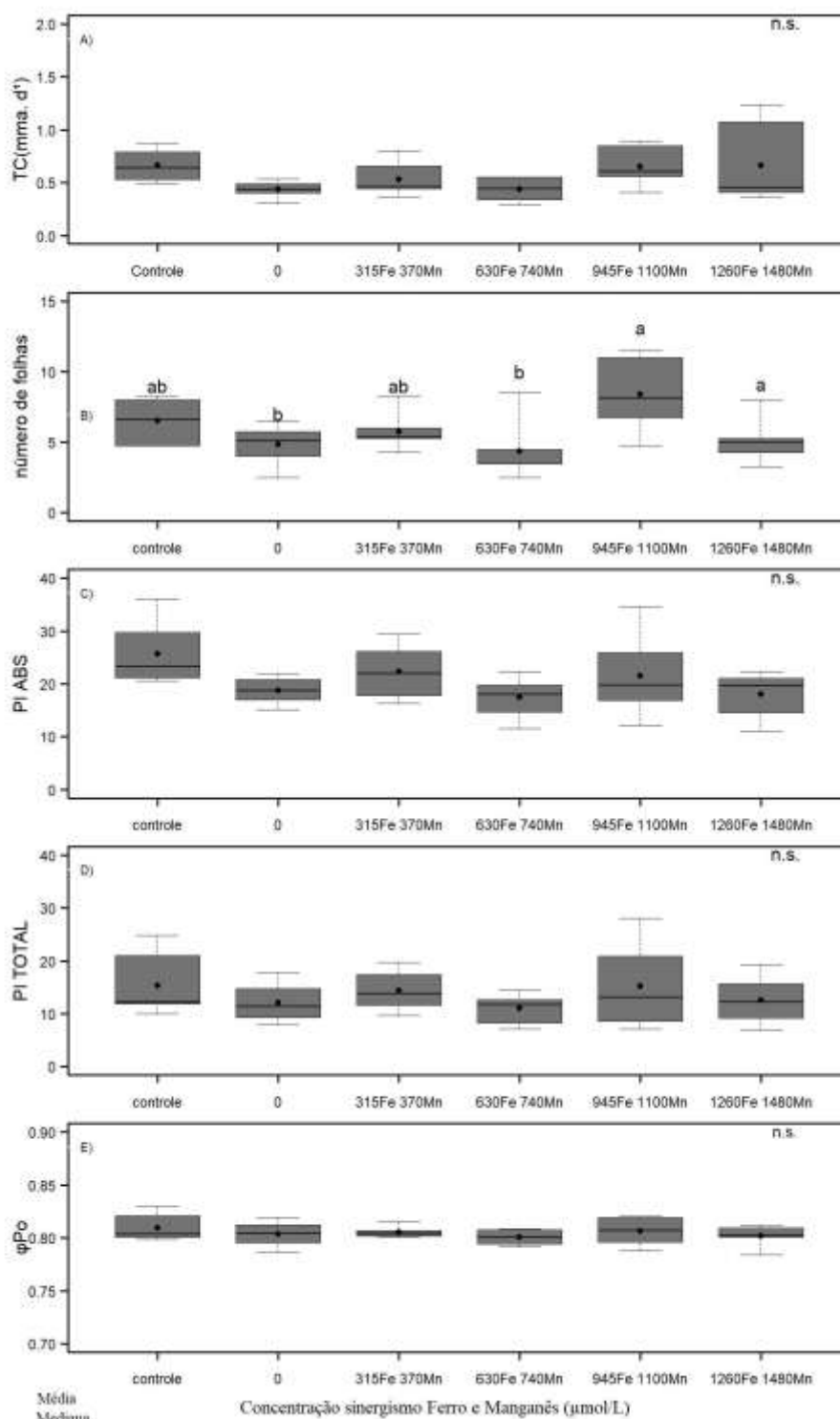
Figura 112: Indicador Ecológico Biorremediação- Concentração de metais (mg/Kg) parte aérea (folhas, epicótilo e hipocótilo) e raiz nas plântulas de *Rhizophora mangle* cultivadas *ex situ*. Análise da concentração de ferro (Fe) e manganês (Mn) coletadas em dezembro de 2023 ano 5. A)- Concentração de Fe nos diferentes tratamentos B)- concentração de Mn nos diferentes tratamentos. Letras indicam diferenças entre os tratamentos ($p < 0,05$). Atividade descontinuada.



Plântulas de *R. mangle* foram expostas por 106 dias a diferentes concentrações de ferro e manganês. Para o Fe, as plântulas não apresentaram diferença significativa na taxa de crescimento (Figura 108a e Figura 108b). Entretanto, para o Mn, houve uma redução significativa na taxa de crescimento nas maiores concentrações do metal (Figura 108c). Apesar de não ser estatisticamente significativa, a ausência e o excesso de Fe na solução levaram a uma redução no número de folhas em comparação ao controle. Para o Mn, o aumento do metal na solução resultou em uma redução na produção foliar das plântulas cultivadas em 1110 $\mu\text{mol L}$ (Tabela 2).

Analisando os parâmetros fisiológicos, a ausência de Fe na solução levou à redução na assimilação de carbono (A) (Figura 109a), no "quenching" fotoquímico (qP) e na taxa de transporte de elétrons através do fotossistema II (ETR) (Figura 110a, Figura 110b e Figura 110c), assim como nos índices de desempenho PI_{ABS} e PI_{TOTAL} (Figura 111a, Figura 111b e Figura 111c). Em contrapartida, o aumento do Fe aumentou o desempenho fotoquímico. Além disso, o aumento na concentração de Mn acarretou uma redução em ETR (Figura 110f). A resposta mais rápida dos parâmetros fisiológicos, em contrapartida com os de crescimento e desenvolvimento, também foi observada por Depolo *et al.* (2022). Muito embora o Fe e Mn sejam micronutrientes essenciais para as plantas (TAIZ *et al.*, 2012), com o aumento na concentração do Mn, surge uma competição intensificada pelos mesmos sítios de ligação ocupados pelo Fe, resultando em impactos significativos na disponibilidade do Fe para processos biológicos e químicos (OLDHAM *et al.*, 2019), o que explica a similaridade nos resultados do desempenho fotoquímico nas plântulas cultivadas com excesso de Mn e ausência de Fe. A concentração dos metais acumulada nos tecidos vegetais foi proporcional à sua disponibilidade na solução de cultivo. As raízes compartimentaram os metais, protegendo, assim, o aparato fotoquímico. A maior concentração de elementos tóxicos nas raízes de *R. mangle* é relatada na literatura (SOUZA *et al.*, 2014; ARRIVEBENE *et al.*, 2016) para manguezais em áreas poluídas por efluentes domésticos, agrícolas e industriais.

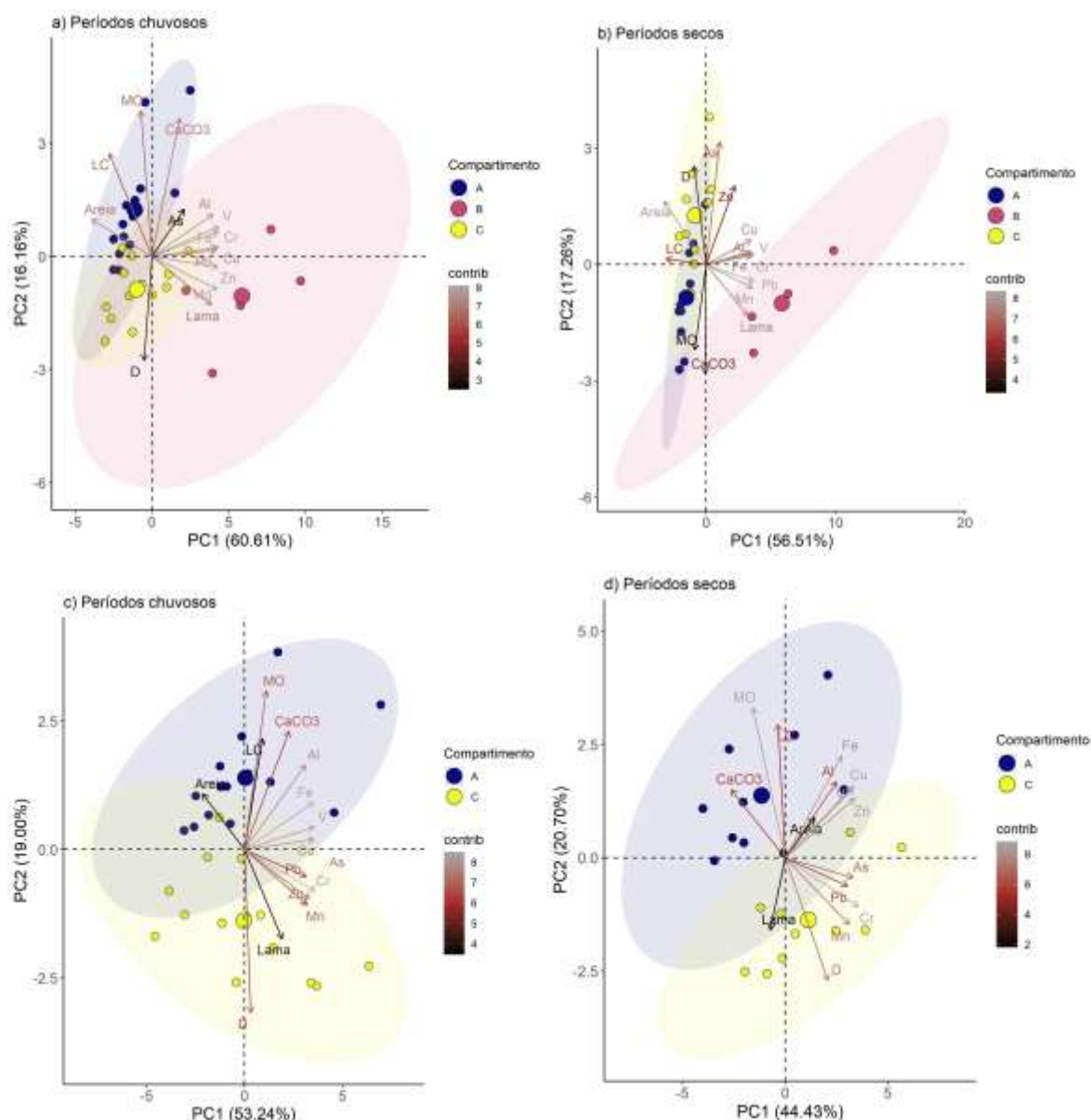
Figura 113: Indicador Ecológico de Biorremediação – Análise dos parâmetros: taxa de crescimento (TC), número de folhas, PIABS, PI TOTAL e ϕ Po em plântulas de *Rhizophora mangle* cultivadas ex situ sob o sinergismo de diferentes concentrações de ferro e manganês. Dados coletados em outubro de 2024 (Ano 6). Legenda: A - Taxa de crescimento (mm d^{-1}); B - Número de folhas; C - PI_{ABS}; D - PI_{TOTAL}; e E - ϕ Po. As letras indicam diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$). Atividade descontinuada.



Após 30 dias de exposição ao sinergismo de diferentes concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn) os resultados obtidos demonstram efeitos distintos sobre os parâmetros avaliados. Comparando as taxas de crescimento (TC) não foi possível observar diferença significativa entre os tratamentos (Figura 113- a) .O número de folhas (Figura 113-b) apresentou uma diferença significativa. Os tratamentos com concentrações intermediárias de Fe e Mn (315Fe + 370Mn e 945Fe + 1100Mn) resultaram em maior produção foliar, enquanto as concentrações extremas (1205Fe + 1450Mn) e a ausência de Fe ou Mn na solução limitaram a produção foliar. Esses resultados destacam que o equilíbrio entre Fe e Mn é essencial para o desenvolvimento vegetal. Os índices de PI_{ABS} (Figura 113c) e PI_{TOTAL} (Figura 113d), que medem o desempenho fotoquímico das plântulas, não apresentaram variações estatisticamente significativas entre os tratamentos. Ainda assim, há uma tendência de melhores desempenhos em concentrações intermediárias de Fe e Mn. Por outro lado, a eficiência do fotossistema II (ϕPo , Figura 113-e) permaneceu estável em todos os tratamentos. Esses resultados são consistentes com estudos anteriores, como os de Oldham *et al.* (2019), que destacaram a competição entre Fe e Mn por sítios de ligação, afetando processos biológicos. A capacidade de *R. mangle* de compartimentar metais nas raízes (SOUZA *et al.*, 2014; ARRIVEBENE *et al.*, 2016) também pode ter contribuído para proteger o aparato fotossintético neste primeiro momento.

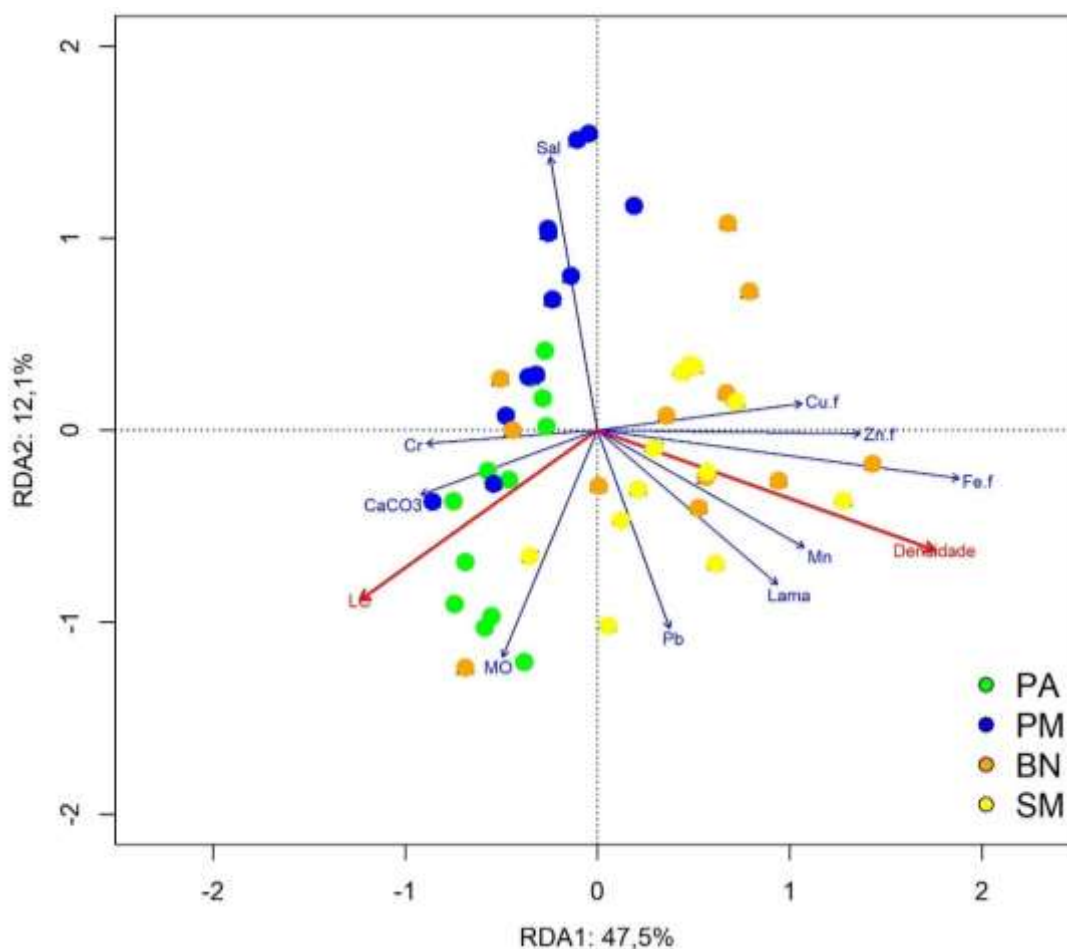
3.4 DECAPODA

Figura 114: 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 (CaCO₃), areia (%), lama (%) e matéria orgânica (MO %) considerando os períodos (a) 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; e chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) dos compartimentos A, B e C, (b) 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; e seco_24: junho/2024 – julho/2024/Ano 6) nos manguezais dos estuários dos rios 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, (c) chuvosos e (d) secos, ambos isolando os efeitos das concentrações dos metais do rio Doce. A escala de cores (contrib) representa a contribuição de cada variável para a construção dos eixos da PCA. As: arsênio; Cu: cobre; Cr: cromo; Fe: ferro; Mn: manganês; Pb: chumbo; V: vanádio; Zn: zinco. O Cobre foi retirado da PCA da letra b, pois em determinados períodos o valor deste metal foi abaixo do LQ (limite de quantificação).



Na ACP agrupando apenas os compartimentos A e C, sem a influência do rio Doce, a soma dos dois primeiros eixos (PC1 e PC2) explicou 72,2% e 65,1% da variância total dos dados nos períodos chuvosos e secos, respectivamente. Nessa conjuntura, as populações menos densas e com os maiores tamanhos de carapaça, além das maiores frequências relativas de adultos, foram registradas ao sul do rio Doce (Compartimento A), como pode ser observado pela relação inversa entre os parâmetros D e LC. Este compartimento apresentou maior influência marinha como representado pela associação com os bosques mais arenosos e com o maior teor de CaCO_3 no sedimento, com destaque para os períodos chuvosos. As populações do compartimento A também foram relacionadas com os bosques que apresentaram maior teor de matéria orgânica e maiores concentrações de Al e Fe no sedimento. As populações mais densas foram registradas no compartimento C ocupando os bosques mais lamosos. Este compartimento foi associado especialmente às concentrações de Cr, Mn e Zn nos períodos chuvosos e Cr, Mn e Pb nos secos. Além disso, as populações com as maiores frequências relativas de indivíduos jovens, consideradas populações juvenis, e com o menor tamanho médio foram registradas nos bosques inseridos neste compartimento. Observa-se que os estuários dos compartimentos A e C apresentaram-se mais dissociados considerando os períodos secos. Isso indica que os fatores ambientais típicos do ecossistema manguezal (como vazão fluvial, frequência de inundação e salinidade), que variam de acordo com as características regionais, além da precipitação, se sobressaem e atuam de forma distinta em cada estuário. Com base nisso, esses resultados corroboram a compreensão de que as populações mais densas e mais juvenis estão associadas aos manguezais dos estuários situados ao norte do rio Doce e estão expostas a maior influência das concentrações de metais no ambiente. Não houve atualização dos resultados da Análise de Componentes Principais considerando os períodos secos, uma vez que o período de abrangência do RSE 2025 considera os dados coletados entre setembro/18 e março/25.

Figura 115: 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 (CaCO₃ %), 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; e chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7) 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; e seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; junho/2024 – julho/2024/Ano 6) 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 a 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.



A RDA foi realizada agrupando todos os períodos chuvosos e secos, ao longo do PMBA, e os estuários Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM). Essa análise mostrou efeito significativo da influência das variáveis abióticas na densidade e no tamanho médio da carapaça de *U. cordatus*. Isso significa que a somatória das componentes (RDA 1 e RDA 2) explicou 59,5% da variabilidade dos dados. Ou seja, as variáveis ambientais apresentadas na análise explicaram significativamente as alterações espaciais dos parâmetros populacionais da espécie nos manguezais dos estuários avaliados considerando todos os períodos de abrangência do monitoramento (outubro/18 a março/25). A salinidade, o teor de matéria orgânica e lama no sedimento, a concentração de Fe e Cu foliar e Mn e Pb no sedimento impulsionaram fortemente as alterações na matriz biótica, constatado pelas setas mais longas no gráfico que representam as variáveis abióticas. De modo abrangente, as populações dos estuários ao sul da foz do rio Doce (RD) foram agrupadas e associadas com a maior influência da salinidade e apresentaram afinidade com o teor CaCO_3 no sedimento, como validado pelas proximidades entre os pontos amostrais de Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM). Houve tendência para uma relação entre o tamanho médio da carapaça e o teor de CaCO_3 nos manguezais ao sul do rio Doce, o que pode indicar a forte influência desse sal no tamanho do indivíduo. Isso mostra o papel fundamental do CaCO_3 durante o processo de ecdise e no crescimento, que reflete no tamanho médio do indivíduo. Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) também apresentaram os bosques com maior teor de matéria orgânica e com as maiores concentrações de Cr no sedimento. Por outro lado, as populações de Barra Nova e São Mateus apresentaram características mais similares, são relativamente mais densas e com predomínio de juvenis, ocuparam bosques mais lamosos e com maior concentração de Cu, Fe e Zn foliar e Mn e Pb no sedimento. Esse resultado é semelhante ao apresentado no Relatório Anual 2024 (FEST, 2025), o qual não considerou o período chuvoso/25). Cu, Fe e Zn são considerados metais essenciais para o metabolismo biológico, como atividades enzimáticas, proteínas estruturais e pigmentos respiratórios. Eles são elementos tóxicos acima de determinada concentração, o que pode afetar as funções nervosas e musculares dos organismos (ODOBAŠIĆ *et al.*, 2019). A exposição a metais pesados e a outros contaminantes pode reduzir o crescimento de organismos aquáticos devido ao redirecionamento da energia para atuar na sua desintoxicação (MOUREAUX *et al.*, 2011). Essas discussões permitem inferir que esse redirecionamento energético pode estar ocorrendo nas populações dos estuários situados ao norte do rio Doce e refletindo no processo de ecdise/crescimento e, conseqüentemente, no menor tamanho médio de carapaça e no baixo recrutamento para as maiores classes de tamanho como já apresentado e discutido em outros relatórios (FEST, 2023a; FEST, 2023b; FEST, 2024; FEST, 2025). O Zn, quando em elevadas concentrações, pode ser tóxico e causar declínio no consumo de oxigênio e atrasos no crescimento (WU e CHEN, 2005) do indivíduo. Os resultados mostraram bioacumulação média (Figura 50) desse metal, exceto para o Piraquê-Açu (PA), assim como a presença de Cu (Figura 52) nas folhas. Para Mn (Figura 48), houve alta bioacumulação em todos os estuários no período chuvoso Ano 7. Isso reforça a potencial influência desses metais sobre a variabilidade da densidade e do tamanho médio da carapaça nos estuários avaliados no âmbito do PMBA. A concentração de Pb no sedimento também apresentou contribuição significativa para a variabilidade destes parâmetros populacionais. O Pb é considerado elemento não essencial e altamente tóxico mesmo em baixas concentrações e causa

efeitos negativos na biota, como a inibição de atividades enzimáticas essenciais e/ou causa danos às membranas celulares resultantes do estresse oxidativo conforme reportado por JEONG *et al.* (2023). Além disso, o Pb acumula-se em diferentes tecidos, como brânquias, músculos, gônadas e glândulas digestivas em invertebrados aquáticos (DE ALMEIDA DUARTE *et al.*, 2020). Destacamos que a concentração de Mn no sedimento contribuiu de forma significativa na variabilidade dos parâmetros populacionais. Esse metal, quando em altas concentrações no grupo crustáceos, pode competir com íons de cálcio no processo de contração muscular. Por conseguinte, impacta o sistema reprodutor, o exoesqueleto e o sistema nervoso e sensorial (BADEN e ERIKSON, 2006). O diagnóstico apresentado é similar àquele discutido em FEST (2024, 2025) e é considerado alarmante para as populações quando avaliadas em diferentes escalas espaciais e temporais, especialmente por esses resultados integrarem informações em ampla escala temporal (6 anos e meio de monitoramento) e de diferentes populações ao longo da extensa porção norte da zona costeira capixaba.

Tabela 3: 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; e chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano7) 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; e seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; junho/2024 – julho/2024/Ano 6) 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	<i>r</i>	Estuário	Variáveis	<i>r</i>	Estuário	Variáveis	<i>r</i>	Estuário	Variáveis	<i>r</i>
PA	D x Cu	-0.21	PM	LC x Al	0.62	BN	D x Co	-0.33	SM	D x Al	0.34
	D x Mn.f	0.20		LC x As	0.66		D x Cr	-0.26		D x As	0.29
	LC x Al	0.47		LC x Ba	0.56		D x Mn	-0.39		D x Ba	0.35
	LC x Ba	0.56		LC x Co	0.53		D x Pb	-0.29		D x Co	0.23
	LC x Co	0.42		LC x Cr	0.60		D x V	-0.25		D x Cr	0.36
	LC x Cr	0.26		LC x Cu	0.49		D x Fe.f	0.27		D x Cu	0.29
	LC x Cu	0.50		LC x Fe	0.65		LC x Al	0.49		D x Fe	0.29
	LC x Fe	0.37		LC x Mn	0.67		LC x As	0.60		D x Mn	0.24
	LC x Pb	0.44		LC x V	0.62		LC x Ba	0.51		D x Pb	0.29
	LC x V	0.30		LC x Zn	0.55		LC x Co	0.54		D x V	0.32
	LC x Zn	0.48		LC x Mn.f	0.50		LC x Cr	0.59		D x Zn	0.28
	LC x Mn.f	0.39		-	-		LC x Fe	0.56		D x Al.f	0.19

Estuário	Variáveis	<i>r</i>	Estuário	Variáveis	<i>r</i>	Estuário	Variáveis	<i>r</i>	Estuário	Variáveis	<i>r</i>
PA	LC x Zn.f	-0.18	PM	-	-	BN	LC x Mn	0.36	SM	D x Fe.f	0.25
	-	-		-	-		LC x Pb	0.58		D x Pb.f	-0.18
	-	-		-	-		LC x V	0.57		LC x Al	0.35
	-	-		-	-		LC x Zn	0.53		LC x As	0.29
	-	-		-	-		LC x Cu.f	-0.32		LC x Ba	0.42
	-	-		-	-		LC x Fe.f	-0.53		LC x Co	0.36
	-	-		-	-		LC x Mn.f	0.77		LC x Cr	0.38
	-	-		-	-		LC x Zn.f	-0.62		LC x Cu	0.30
	-	-		-	-		-	-		LC x Fe	0.33
	-	-		-	-		-	-		LC x Mn	0.33
	-	-		-	-		-	-		LC x Pb	0.47
	-	-		-	-		-	-		LC x V	0.40
	-	-		-	-		-	-		LC x Zn	0.29
	-	-		-	-		-	-		LC x Al.f	0.23
	-	-		-	-		-	-		LC x Cu.f	0.20
	-	-		-	-		-	-		LC x Fe.f	0.44
	-	-		-	-		-	-		LC x Mn.f	-0.20
	-	-		-	-		-	-		LC x Zn.f	0.52

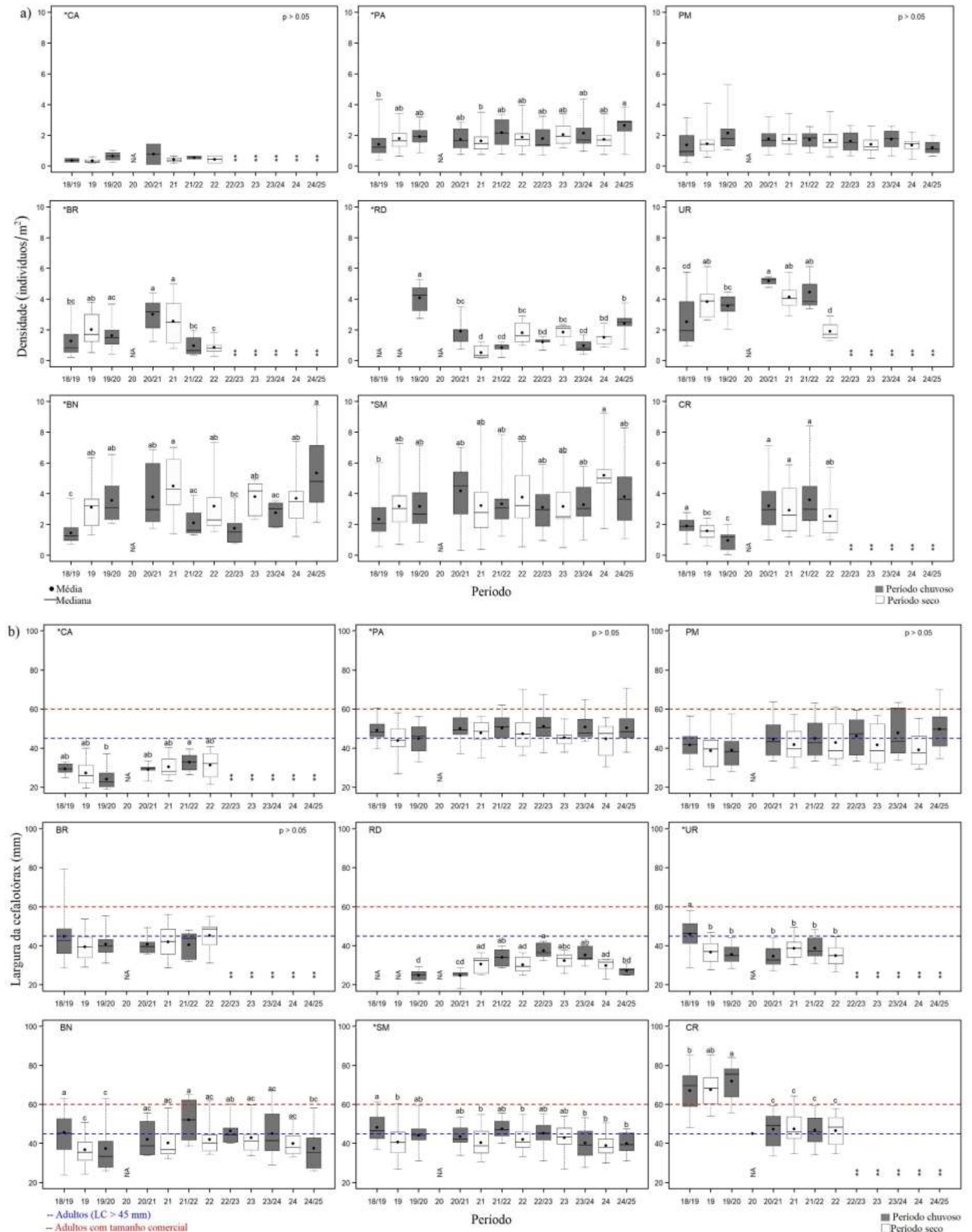
Relações significativas entre as concentrações de metais no sedimento e nas folhas e os parâmetros populacionais em todos os estuários foram observadas, especialmente na população em São Mateus que registrou o maior número de variáveis correlacionadas. Esses resultados também corroboram o diagnóstico daqueles apresentados pela Análise de Componentes Principais (ACP) e discutido anteriormente na Figura 114. Com base nessas análises, destacamos a preocupação em relação aos indivíduos maiores ocuparem bosques que apresentaram maior concentração de metais tanto nas folhas quanto no sedimento, tais como Al, Cr, Fe, Mn e Pb. Isso corrobora os diagnósticos de relatórios anteriores, que foram avaliados em menor escala temporal (Tabela 1 FEST, 2023a; Tabela 3 FEST, 2024; Tabela 3 FEST, 2025). A relação significativa e positiva observada entre metais e tamanho médio de carapaça mostra que os indivíduos que estão nas maiores classes de tamanho, considerados em sua maioria adultos e em idade reprodutiva, portanto com maior potencial reprodutivo (PORTO *et al.*, 2021), ocupam bosques com relativamente maior concentração de metais. Isso pode refletir diretamente no estoque populacional e, conseqüentemente, no potencial de extração imediato (PEI), que é definido como a porcentagem de indivíduos com LC \geq 60 mm na população em curto prazo (menos de uma década) (MOTA *et al.*, 2023). As populações com maior número de indivíduos por metro quadrado, como observado nos estuários ao norte do rio Doce, também ocuparam os bosques que apresentaram as maiores concentrações de diferentes metais no sedimento e nas folhas. Elevadas concentrações de metais no sedimento e nas folhas, compartimentos que apresentaram estreita relação com os indivíduos, podem ser um tensor, em longo prazo, para as populações de *U. cordatus*. Nesse processo há dreno de energia para desintoxicação em detrimento de processos vitais do ciclo de vida além do potencial dos metais de acumularem-se em diferentes tecidos em invertebrados aquáticos (DE ALMEIDA DUARTE *et al.*, 2020).

Tabela 4: 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; e chuvoso_24/25:janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7) 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; e seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; junho/2024 – julho/2024/Ano 6) durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES. Todas as correlações foram significativas ($p < 0.05$).

Período	Variáveis	<i>r</i>	Período	Variáveis	<i>r</i>
Chuvoso			Seco	D x As	0,20
	D x Cu.f	0,18		D x Co	0,21
	D x Fe.f	0,30		D x Cr	0,18
	LC x Al	0,46		D x Cu.f	0,16
	LC x Al.f	0,17		D x Fe.f	0,25
	LC x As	0,29		D x Mn	0,16
	LC x Ba	0,43		D x Pb	0,20
	LC x Cd	0,23		D x Zn	0,14
	LC x Cr	0,41		D x Zn.f	0,19
	LC x Cu	0,41		LC x As	0,34
	LC x Fe	0,47		LC x Al	0,56
	LC x Mn	0,32		LC x Co	0,37
	LC x Mn.f	0,28		LC x Cr	0,45
	LC x Pb	0,44		LC x Cu	0,43
	LC x V	0,42		LC x Fe	0,52
	LC x Zn	0,40		LC x Mn	0,35
	-	-		LC x Mn.f	0,18
	-	-		LC x Pb	0,49
	-	-		LC x Zn	0,39

Análise de correlação entre os parâmetros populacionais de *U. cordatus* e a concentração de metais no sedimento e nas folhas foi realizada considerando todos os estuários para avaliar a relação dessas variáveis em função da sazonalidade. Isto é, primeiro agrupando os períodos chuvosos e posteriormente, os secos. Entretanto, não houve atualização dos resultados dessa análise considerando os períodos secos em função do intervalo de abrangência do RSE 2025 (setembro/18 a março/25). Correlações significativas foram observadas tanto nos períodos chuvosos, quanto nos secos. As populações mais densas continuaram sendo observadas em bosques que apresentaram relativamente as maiores concentrações de Cu e Fe foliar nos períodos chuvosos. Resultado similar ao observado nos resultados considerando 5 e 6 anos de monitoramento (Tabela 4, FEST, 2024; Tabela 4, FEST, 2025). O resultado das correlações também complementa aquele apresentado pela Análise de Redundância (Figura 115), na qual a concentração de Cu e Fe nas folhas contribuíram para a explicação na variabilidade dos parâmetros populacionais. Relações significativas e positivas entre as concentrações de metais no sedimento e nas folhas e o tamanho médio da carapaça foram verificadas tanto nos períodos chuvosos quanto nos secos. Isso indica que as populações que apresentaram maior frequência de indivíduos adultos, tanto reprodutivos quanto comerciais, ocuparam os bosques com as maiores concentrações relativas de metais no sedimento e nas folhas, como Al e Mn, nos períodos chuvosos. Maiores frequências relativas de indivíduos adultos também foram observadas em bosques com as maiores concentrações de Pb no sedimento. Elemento considerado não essencial e com pouco envolvimento em atividades fisiológicas, mas que pode causar toxicidade além de certos limites ou concentrações limiares (ALI *et al.*, 2019). A permanência da influência e da relação desses metais com as populações de *U. cordatus*, diagnóstico realizado com base nessas análises e naquelas apresentadas anteriormente como também discutido em produtos anteriores do PMBA/Fest-UFES (FEST, 2023a; FEST, 2024, FEST, 2025), reflete diretamente no Potencial de Extração Imediato (PEI) e no Potencial de Extração Futuro (PEF), conceitos definidos por Mota *et al.* (2023). Nesse cenário, alterações na estrutura populacional deste recurso pesqueiro também vão impactar as comunidades ribeirinhas que vivem próximas aos manguezais e que utilizam o caranguejo-uçá como fonte alimentar e como umas das principais fontes de renda.

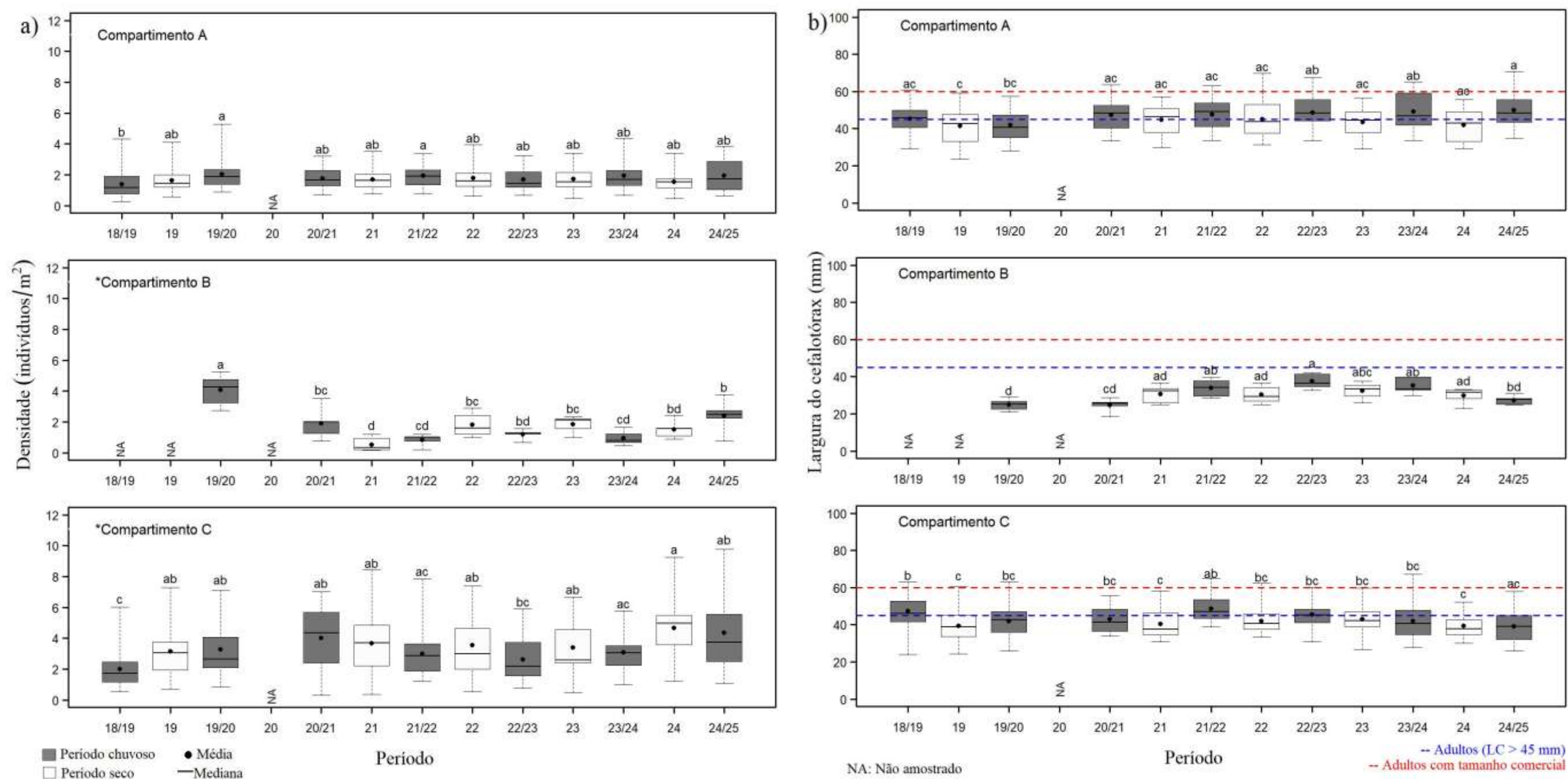
Figura 116: Indicador Ecológico Decapoda – (a) Densidade (indivíduos/m²) e (b) largura do cefalotórax (mm) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), por estuários em função dos períodos chuvosos (chuvoso_18/19: outubro/2018 – março/2019/Ano 1; chuvoso_19/20: outubro/2019 - março/2020/Ano 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; e chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7) 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; e seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; junho/2024 – julho/2024/Ano 6) 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



As populações de *U. cordatus* apresentaram variações sazonais na densidade em todos os estuários ao longo do monitoramento, exceto aquelas dos manguezais em Costa das Algas (CA) e Piraquê-Mirim (PM). Alterações na densidade (D) em função dos períodos chuvosos e secos foram constatadas nos demais estuários com destaque para as populações do Piraquê-Açu (PA), Barra Nova (BN) e rio Doce (RD). A densidade média do Piraquê-Açu (PA) aumentou de forma significativa no último período chuvoso (chuvoso/25) em relação ao primeiro período do monitoramento (chuvoso 18/19), isto é, houve aumento de 1,4 para 2,6 indivíduos/m². Mesmo comportamento foi observado na população em Barra Nova, na qual passou de 1,4 para 5,3 indivíduos/m², crescimento considerável no período chuvoso/25, período que apresentou relativamente a maior média. Em contrapartida, a densidade média no rio Doce reduziu a metade no último período (2,4 indivíduos/m²) em relação ao chuvoso 19/20 (4,1 indivíduos/m²). Ressalta-se que esse declínio acentuado vem sendo observado a partir do período chuvoso 20/21 como reportado em relatórios anteriores (FEST, 2023a; FEST, 2024, FEST, 2025). Embora houve variabilidade na D nos manguezais do Piraquê-Açu (PA) e do Piraquê-Mirim (PM) ao longo do monitoramento, a média ficou inferior ou próxima a 2 indivíduos/m². Entretanto, média superior à estimada por Bromenschenkel e Tognella (2020) que reportaram valor inferior a 1 indivíduo/m². O tamanho médio da carapaça nesses estuários não apresentou diferenças significativas entre os períodos, mas destaca-se média próxima ou superior a 45 mm no Piraquê-Açu (PA), com população predominantemente adulta, e próxima ou inferior a 45 mm no Piraquê-Mirim (PM), com maior média registrada no último período chuvoso (49,7 mm). Os maiores tamanhos foram observados nos períodos chuvosos. O LC médio dessas populações foi inferior ao apresentado por Bromenschenkel e Tognella (2020), que estimaram média de 54,5 e 52,5 mm no Piraquê-Açu (PA) e no Piraquê-Mirim (PM), respectivamente. O declínio na D e o aumento no LC na população do rio Doce (RD) é destacado, reflexo do recrutamento de indivíduos para as maiores classes de tamanho (30-40 mm), mas com predomínio de jovens. Esse declínio pode ser consequência da ampliação do habitat da espécie na área de monitoramento, sobrepondo-se ao de *C. guanhumi*, comportamento não observado nas primeiras amostragens como reportado em relatórios anteriores (RRDM, 2019 RT21, Anexo 5 Manguezal; RRDM, 2020 RT36C, Ambiente Costeiro). Ademais, também pode ser resposta a falhas no recrutamento de novos indivíduos na população, como observado a partir do período seco/21, uma vez que o ambiente recebe sazonalmente descarga fluvial com elevadas concentrações de metais (FEST, 2023b; FEST, 2024). As populações de São Mateus (SM) e Barra Nova (BN) foram as mais densas e com médias entre 2 e 5 indivíduos/m², com os maiores valores registrados comumente nos períodos secos, períodos que apresentaram as menores médias de LC. As populações foram predominantemente jovens, o que significa a presença de mais indivíduos em processo de ecdise, uma vez que esse estágio exibe relativamente maior frequência de troca de carapaça. O processo de bioacumulação no exoesqueleto é intensificado durante a ecdise quando os metais são impregnados na carapaça que está em formação (RAMOS e LEITE, 2022a) e, em contrapartida, parte da concentração de metais é retida na exúvia dos crustáceos, isso significa que o período de ecdise é considerável no processo de desintoxicação (RAMOS e LEITE, 2022b). Caranguejos que vivem em áreas com algum tipo de impacto apresentaram menor tamanho devido ao estresse ao qual estão submetidos. Nessas áreas, os indivíduos tendem a investir mais energia em relação a outros processos

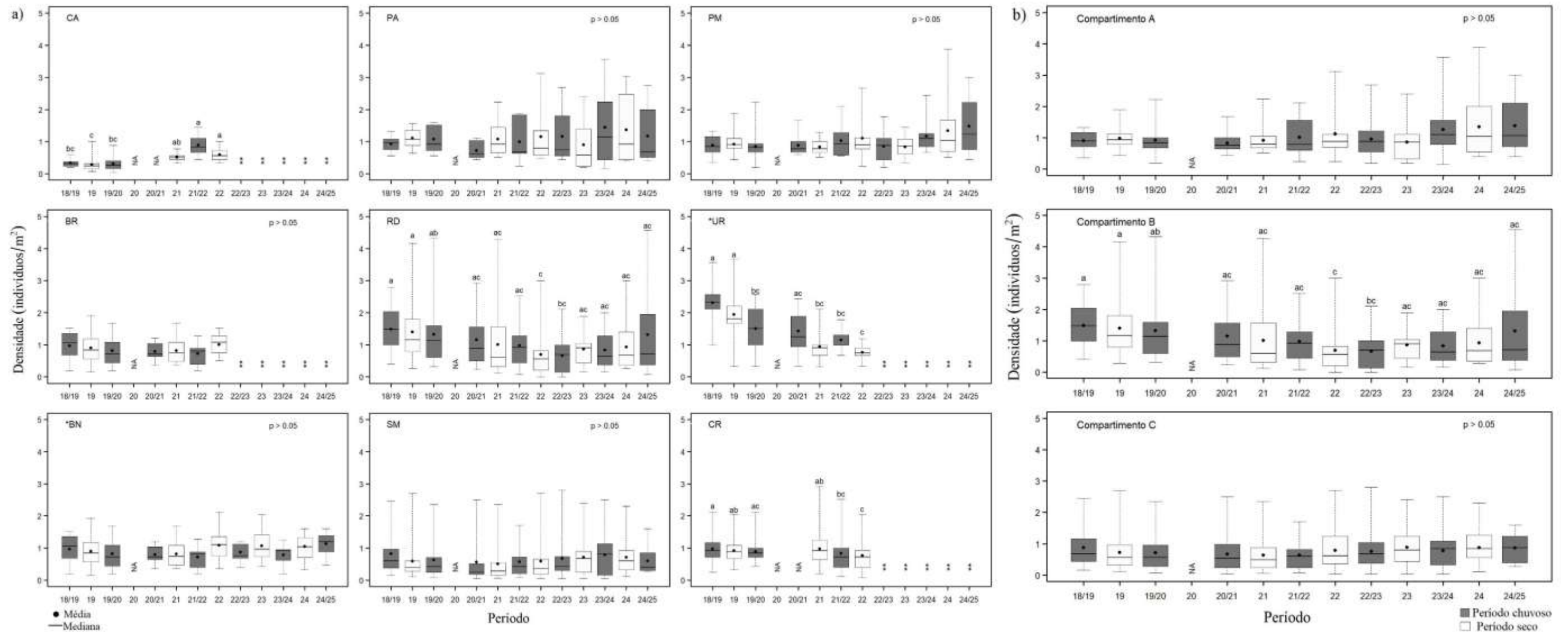
fisiológicos para manter a homeostase (ROCHA e LIMA, 2020). Nos manguezais avaliados no âmbito do PMBA, os caranguejos apresentaram elevadas concentrações de Cr, Cu e Mn em diferentes escalas espaciais/temporais indicando potencial risco para a biota aquática, conforme mostrado no MS_AC_Ecotoxicologia_RA2023 (Figura 2, FEST, 2024) e os caranguejos do compartimento B apresentaram as maiores concentrações de metais ao longo de todo o monitoramento (FEST, 2025). A toxicidade fisiológica e bioquímica dos metais em invertebrados aquáticos é amplamente avaliada e o estresse oxidativo, a neurotoxicidade, a supressão reprodutiva e as alterações genéticas relacionadas ao metabolismo estão entre os efeitos tóxicos (JEONG *et al.*, 2023). Esses efeitos podem refletir diretamente na estrutura populacional como menor tamanho médio dos indivíduos e falhas no recrutamento para as maiores classes de tamanho. Os resultados e as discussões dos parâmetros populacionais nos manguezais em Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR) e Caravelas (CR) foram apresentados na Figura 90 de FEST (2023a).

Figura 117: 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; e chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7) 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; e seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; junho/2024 – julho/2024/Ano 6) 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.



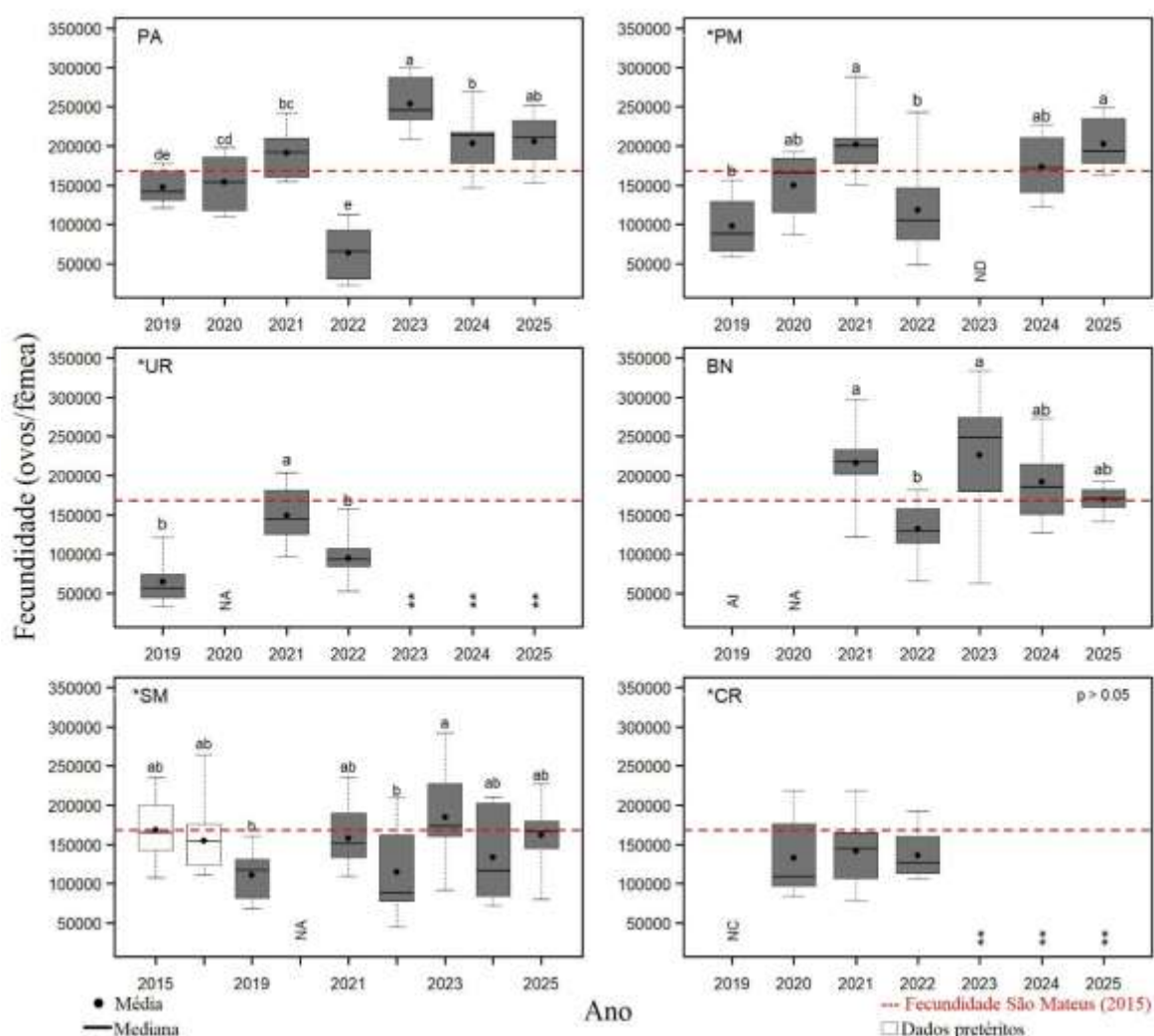
A análise da densidade mostrou que as populações de *U. cordatus* nos manguezais do Compartimento A foram menos densas em relação às populações do C. Apresentaram médias entre 1 e 2 indivíduos/m², com a mínima 1,4 indivíduo/m² (chuvoso 18/19) e a máxima 2 indivíduos/m² (chuvoso 19/20). Esses resultados também podem ser observados em relatórios anteriores (FEST, 2023a; FEST, 2024, FEST, 2025), os quais indicaram que a densidade se mantém dentro de um intervalo no qual não há declínio ou aumento acentuado ultrapassando os limites (inferior e/ou superior do intervalo) de densidade ao longo do monitoramento. O LC das populações no Compartimento A foi superior a 45 mm nos períodos chuvosos em relação aos secos, com maior média (49,8 mm) registrada no período chuvoso/25. Os resultados e as discussões do compartimento B foram apresentados na Figura 116 uma vez que apenas o rio Doce (RD) está inserido neste compartimento. Houve aumento significativo da densidade média das populações do compartimento C. Ela duplicou nos últimos períodos (4,6 e 4,3 indivíduos/m² nos períodos seco/24 e chuvoso/25, respectivamente) em relação ao primeiro período de monitoramento (2,0 indivíduos/m²). Houve declínio acentuado do LC médio especialmente ao comparar os 3 últimos períodos com o primeiro. Destaca-se as variações sazonais e com as médias inferiores a 45 mm em grande parte dos períodos. Isso evidenciou que as populações foram densas e majoritariamente jovens, ou seja, apresentaram maior frequência relativa de indivíduos nas classes de tamanho inferior a 45 mm. A partir do período seco/23, as médias não ultrapassaram 45 mm. Isso mostrou que mais jovens, estágio que apresenta maior frequência de troca de carapaça, estão relativamente mais vulneráveis as concentrações de metais nas folhas e no sedimento como reportado em FEST (2024) e FEST (2025). A exposição aos metais, de forma aguda ou crônica, causa efeitos adversos na biota como discutido amplamente na literatura (PINHEIRO *et al.*, 2012; DUARTE *et al.*, 2020; JESUS, *et al.*, 2021; PINHEIRO *et al.*, 2022; RAMOS e LEITE, 2022a). Os resultados das análises ecotoxicológicas de caranguejos de mangue mostraram maiores valores de IBR Bioacumulação nos períodos seco/23 e chuvoso/24 em todos os setores em relação ao seco/22 e chuvoso/23 (Figura 1 MS_AC_Ecotoxicologia_RA2023, FEST, 2024). Sob essa análise, há risco dos indivíduos em relação aos metais concentrados no ambiente, especialmente para a população do rio Doce (RD) por apresentar maior IBR bioacumulação, que considera as concentrações de metais mensuradas em brânquias, hepatopâncreas e músculo ao longo do monitoramento (FEST, 2025). A resposta dos parâmetros populacionais de *U. cordatus* à influência do Material Ligado ao Desastre (MLD) no ambiente pode variar em função da escala espacial e temporal como discutido no MS_AC_Manguezal_RA2023 (Figura 116, FEST, 2024; FEST, 2025). Ademais, ressalta-se as consequências que podem ocorrer devido o tempo de residência do MLD no ambiente e no meio abiótico) e da forma de contaminação (sobreposição de fontes de contaminação e sinergismo entre o MLD) quando esses elementos estão associados a outros tensores do ambiente (e. g. salinidade, amplitude de maré, precipitação e vazão fluvial). Esses tensores são amplificados quando há sobreexploração do recurso, o que leva a respostas distintas nos parâmetros populacionais (tamanho médio e densidade, por exemplo) ao comparar os diferentes compartimentos. Os resultados mostraram que as populações dos 3 compartimentos apresentaram recentemente maior frequência relativa de indivíduos jovens, cujas médias não ultrapassaram 60 mm (tamanho comercial) refletindo diretamente no Potencial de Extração Imediato (PEI).

Figura 118: 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; e chuvoso_24/25: janeiro/2025 – fevereiro/2025/Ano 7) 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; e seco_23: abril/2023 – agosto/2023/Ano 5; junho/2024 – julho/2024/Ano 6) 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 e, portanto, possuem série histórica menor. NA: dados não amostrados por causa da COVID-19.



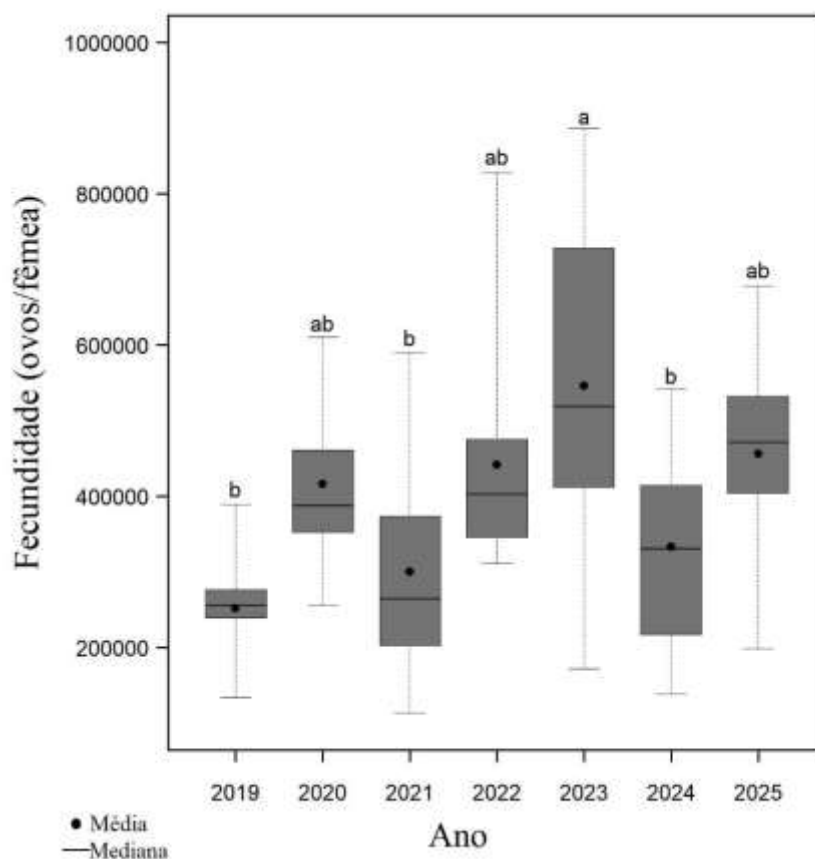
A variabilidade sazonal da densidade populacional de *C. guanhumi* na foz do rio Doce (RD) indicou declínio até o período chuvoso 22/23 (0,7 indivíduo/m²), a partir do qual houve discreto aumento no valor médio alcançando 1,3 indivíduo/m² no período chuvoso/25. Não houve variabilidade sazonal significativa nos demais estuários, nos quais a densidade média permaneceu inferior ou próxima a 1 indivíduo/m². Houve predomínio de adultos em todas as populações. Ao considerar os diferentes compartimentos, A e C não apresentaram diferenças significativas em função dos períodos, comportamento similar ao apresentado e discutido na (FEST, 2025). As discussões da densidade populacional em Costa das Algas (CA), Barra do Riacho (BR) e Caravelas (CR) são apresentadas na (FEST, 2023a). A baixa densidade registrada em todos os estuários pode ser reflexo da limitação na disponibilidade de habitats existentes para ocupação dessas populações na planície costeira do litoral norte do Espírito Santo (FEST, 2023a; FEST, 2024). Em contrapartida, pode ser respostas de falhas no recrutamento de novos indivíduos na população, que é majoritariamente composta por adultos, apesar da alta fecundidade estimada para o rio Doce (RD) em relação a outros estuários brasileiros. É importante salientar que há probabilidade de elevada mortalidade das larvas da espécie na zona costeira, uma vez que há interações com o MLD, e foram registradas maiores concentrações de metais (Cd, Cu, Cr, Hg, Fe e Pb) no zooplâncton ao longo do monitoramento (FEST, 2025). Isso também pode ser um fator limitante para o desenvolvimento larval e para o recrutamento de novos indivíduos nas populações monitoradas. Destaca-se essa hipótese especialmente para a foz do rio Doce (RD), área com maior influência do MLD tanto no evento inicial quanto ao longo do monitoramento em função dos períodos sazonais de vazão fluvial e maior aporte lamoso pelo rio nos períodos chuvosos (FEST, 2024). Desse modo, há contaminação persistente no ambiente com a inundação dos habitats e por meio do revolvimento do sedimento e pela concentração elevada de metais ou concentrações mínimas dos metais tóxicos para os crustáceos, como Pb e Fe, como discutido anteriormente. O compartimento B apresentou as maiores concentrações de metais nos tecidos dos caranguejos ao longo do monitoramento (FEST, 2025). Isso significa potencial impacto na estrutura (frequência relativa de jovens e adultos) e na dinâmica populacional (ingresso e mortalidade) da espécie, como também discutido para *U. cordatus* ao considerar a estreita relação entre os processos fisiológicos e reprodutivos de crustáceos e a concentração de metais no sedimento e nas folhas (PINHEIRO *et al.*, 2012; ALMEIDA *et al.*, 2016; TEIXEIRA *et al.*, 2017; COSTA *et al.* 2018; DUARTE *et al.*, 2020). Perdas e fragmentação de habitats também são fatores a serem considerados em estudos populacionais uma vez que podem influenciar na estrutura e na densidade, que afetam o estado de conservação da espécie e as atividades pesqueiras (SANTOS *et al.*, 2022). Além da espécie ser classificada como “Vulnerável”, pela Lista de Espécies Ameaçadas do Brasil (BRASIL, 2022), há indícios de captura de adultos de forma ilegal, aspecto que pode estar influenciando a baixa densidade populacional nos estuários avaliados.

Figura 119: Indicador Ecológico Decapoda – Fecundidade média (ovos/fêmea) de caranguejo uçá, *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763), nos estuários do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Urussuquara (UR), Barra Nova (BN), São Mateus (SM) e Caravelas (CR), coletados nos períodos chuvosos, que correspondem aos períodos reprodutivos da espécie, entre os anos 2019 e 2025 durante o monitoramento do PMBA/Fest-UFES e dados pretéritos para o estuário do rio São Mateus entre 2015 e 2016 (Porto, 2021). 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. AI: Amostras impossibilitadas de coleta por condições ambientais; NC: Dados previstos, mas não coletados por falhas/erros no processo de coleta do material; ND: Resultados não determinados por falhas/erros durante as fases de processamento e/ou análise.



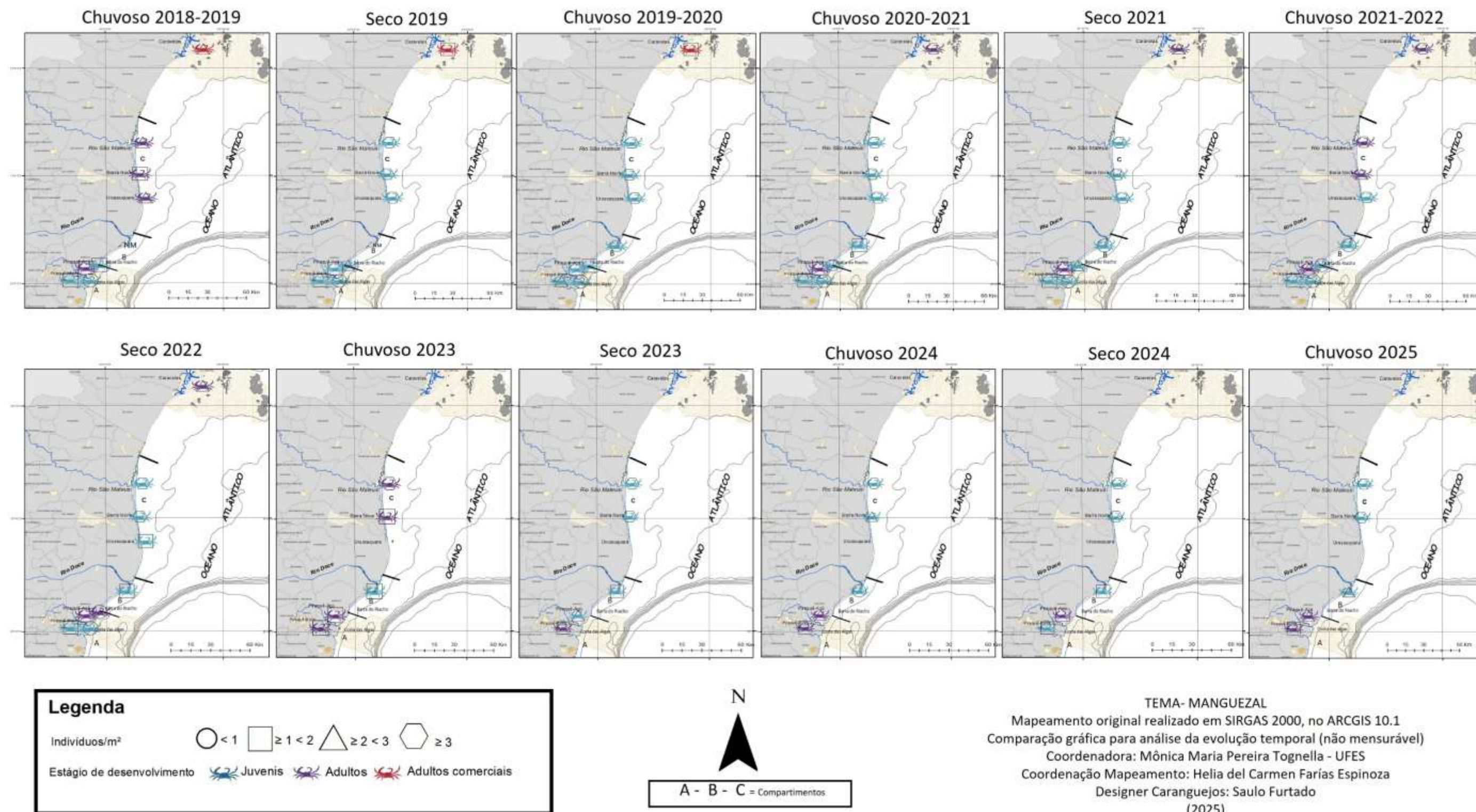
Os resultados analisados para o período reprodutivo de 2025 evidenciaram diferenças significativas entre os compartimentos. Os estuários Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) (compartimento A) apresentaram fecundidade média superior (212.479 ± 10.759 ovos/fêmea) aos do compartimento C (165.434 ± 6.369 ovos/fêmea), formado pelos estuários de Barra Nova (BN) e o do rio São Mateus (SM). No período chuvoso/25, observou-se aumento expressivo na fecundidade média no Piraquê-Açu (PA) e no Piraquê-Mirim (PM), com $222.121 (\pm 19.001)$ e $202.836 (\pm 10.347)$ ovos/fêmea, respectivamente, em comparação ao primeiro ano de monitoramento (FEST, 2025). Por outro lado, os estuários Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) mantiveram valores semelhantes aos anos anteriores, com $169.135 (\pm 5.285)$ e $161.734 (\pm 11.844)$ ovos/fêmea, respectivamente (FEST, 2025). A menor fecundidade observada nos anos 2019 e 2022 em todos os estuários coincidiu com níveis elevados de metais nos sedimentos e com aumento nos índices de bioacumulação e biomarcadores analisados nos caranguejos (FEST, 2025). Esse declínio reprodutivo pode estar relacionado a um redirecionamento do gasto energético das fêmeas, anteriormente destinado à reprodução, para processos fisiológicos de desintoxicação (HARRIS e SANTOS, 2000; MARSDEN e RAINBOW, 2004), o que pode comprometer a manutenção do estoque pesqueiro ao longo do tempo. Considerando que *U. cordatus* necessita de aproximadamente três anos para atingir a maturidade sexual (PINHEIRO *et al.*, 2005), as fêmeas expostas ao MLD em 2019 geraram descendentes que se tornaram adultos reprodutores em 2022, ano no qual se registrou aumento nos índices de bioacumulação e biomarcadores nos caranguejos de manguezal (FEST, 2025). Esperava-se que os resultados de 2024 e 2025 viessem em linha com os resultados de 2019 e 2022 devido o contato recorrente das fêmeas reprodutoras com MLD mencionado anteriormente. No entanto, Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) apresentaram valores superiores, porém, próximo à linha tracejada (pré-rompimento), enquanto Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) mantiveram-se abaixo dos registros pretéritos (PORTO *et al.*, 2021). Essas diferenças podem estar associadas a estratégias adaptativas adotadas pelos crustáceos que, em ambientais impactados, podem responder com aumento na produção de ovos como forma compensatória (VERÍSIMO *et al.*, 2010). Esses resultados reforçam a importância do monitoramento contínuo do potencial reprodutivo da espécie, com base na fecundidade média estimada, como instrumento essencial para a gestão do recurso e a implementação de estratégias de mitigação adequadas.

Figura 120: 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 e março/2025 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.



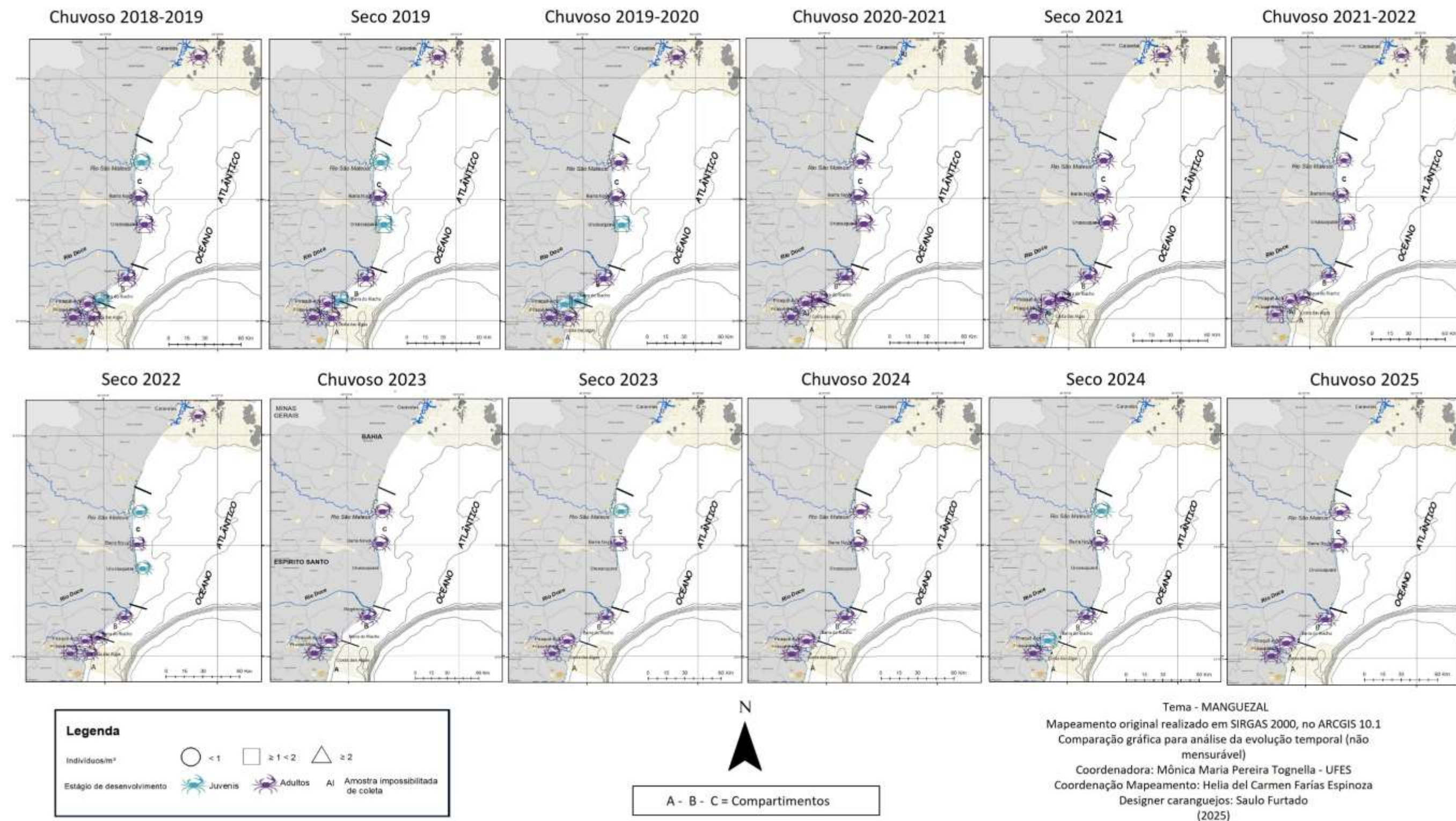
O resultado analisado no período reprodutivo de 2025 para a espécie *C. guanhumi* não apresentou diferença significativa (455965 ± 45958 ovos/fêmea) em relação aos anos anteriores (FEST, 2025). Entretanto, a fecundidade média oscilou ao longo do monitoramento, com a menor média registrada em 2019 (251539 ± 24098 ovos/fêmea) e a maior em 2023 (545894 ± 75666 ovos/fêmea). As menores médias registradas em 2019, 2021 e 2024 (251539 ± 24098 ; 300210 ± 43244 ; 332876 ± 43207 ovos/fêmea, respectivamente) foram discutidas em relatórios anteriores (FEST, 2024; FEST, 2025) e associadas a eventos climáticos estocásticos e hidrológicos que provocaram a ressuspensão do MLD causando, possivelmente, estresse fisiológico nas fêmeas reprodutoras (FEST, 2025). Os valores de fecundidade registrados para a espécie ao longo do monitoramento foram considerados superiores a outras regiões costeiras (SILVA e OSHIRO, 2022; SILVA *et al.*, 2013). Entretanto, a densidade populacional avaliada na foz do rio Doce (RD) permaneceu próxima a 1 indivíduo/m², como apresentado na Figura 118. A estrutura populacional nas áreas amostradas, caracterizadas por contaminação crônica, foi predominantemente composta por indivíduos adultos. O recrutamento de novos indivíduos não foi observado na mesma proporção em que os ovos foram produzidos e liberados pelas fêmeas. Isso mostra preocupação com a densidade e a estrutura populacional das gerações futuras. Os modelos de dispersão larval (FEST, 2025) indicaram exposição contínua das larvas ao MLD na região da foz do rio Doce (RD) e na zona costeira, especialmente durante o ciclo reprodutivo (FEST, 2025). A exposição recorrente a contaminantes durante essas fases pode comprometer a fecundidade, alterar o desenvolvimento morfológico das larvas e afetar processos fisiológicos fundamentais, como a ecdise, a duração do desenvolvimento e o crescimento dos juvenis (PASUPATHI e KANNUPANDI, 1989; RODRÍGUEZ e MEDESANI, 1994; HARRIS e SANTOS, 2000; ALMEIDA *et al.*, 2021). Tais alterações podem impactar diretamente a viabilidade e a resiliência populacional ao longo do tempo (DAHLGREN, 1979; PENHA-LOPES *et al.*, 2009; GAMA-MAIA e TORRES, 2016), que reforçam a hipótese de que o baixo recrutamento observado na foz do rio Doce (RD) esteja relacionado à qualidade ambiental. Entretanto, devido à ausência de dados históricos, anteriores ao rompimento da barragem, para a foz do rio Doce (RD), torna-se fundamental manter o monitoramento dos parâmetros populacionais e reprodutivos da espécie, a fim de validar as hipóteses levantadas e embasar estratégias de conservação e manejo adequadas.

Figura 121: 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 secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – setembro/2021/Ano3; seco_22: abril/2022 – setembro/2022/Ano 4; e seco_23: abril/2023 – setembro/2023/Ano 5; abril/2024 – setembro/2024/Ano 6) 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.



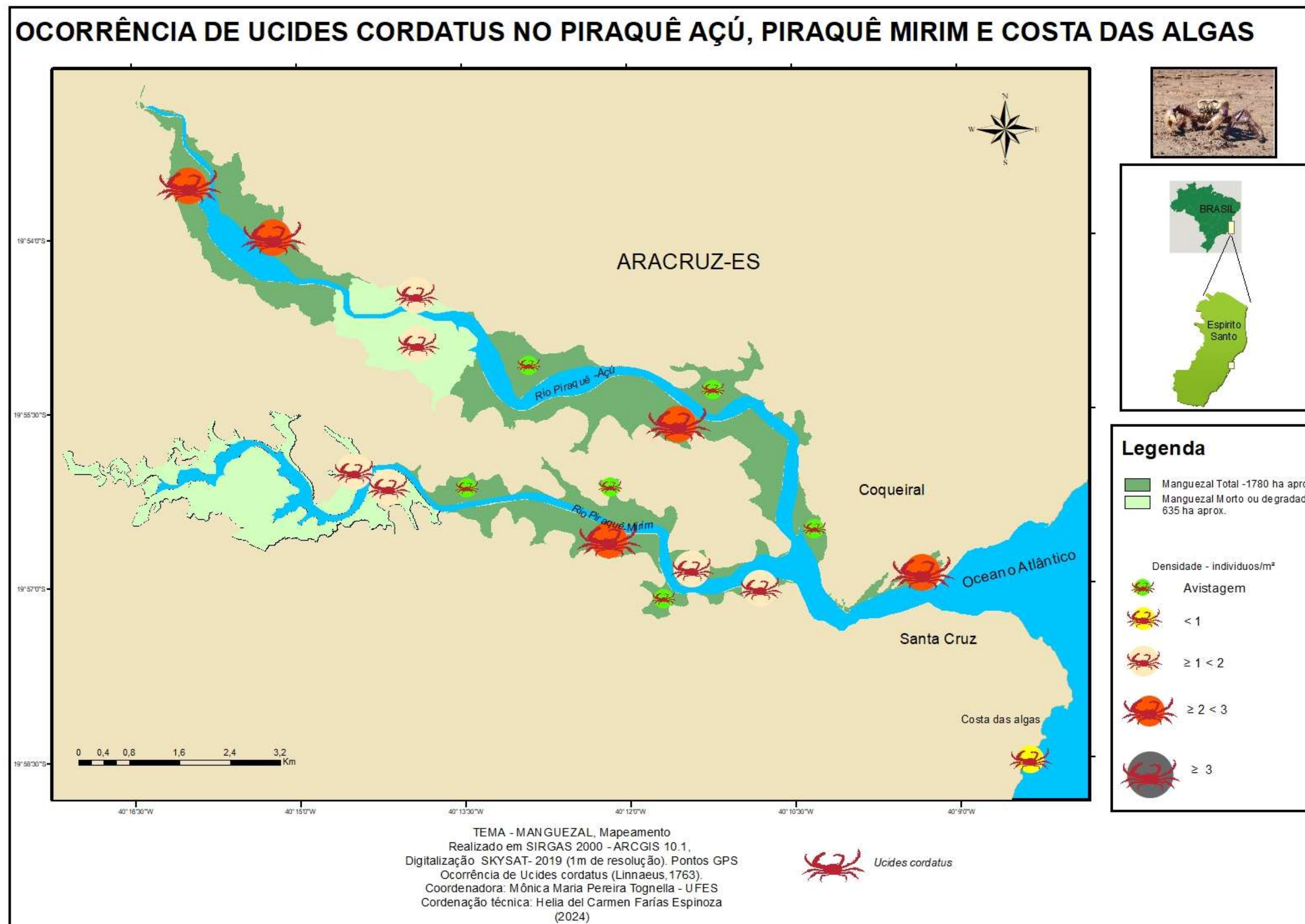
Variações nos estágios de desenvolvimento de *U. cordatus* podem ser observadas em todos os estágios monitorados ao longo do período de abrangência do PMBA. A população do estuário Piraquê-Açu (PA), no compartimento A, apresentou predominantemente indivíduos adultos, e a do Piraquê-Mirim (PM) foi majoritariamente juvenil nos primeiros anos do monitoramento. Entretanto, com predomínio de adultos nos 3 últimos períodos chuvosos. A densidade de indivíduos no Piraquê-Açu (PA) ficou entre 2 e 3 indivíduos/m² no período chuvoso/25, densidade superior a observada no último período seco (seco/23). A densidade no Piraquê-Mirim (PM) manteve-se, geralmente, entre 1 e 2 indivíduos/m², com média superior a 2 indivíduos/m² apenas no chuvoso 19/20. Esse parâmetro foi estável em Costa das Algas durante todo o monitoramento (FEST, 2023). No compartimento B, Barra do Riacho (BR) apresentou indivíduos adultos apenas no período seco/22, isso significa que a população foi majoritariamente juvenil. No rio Doce (RD), os juvenis também foram predominantes em todos os períodos. As populações de Barra do Riacho (BR) e rio Doce (RD) apresentaram variações significativas na densidade e destaca-se o declínio acentuado em relação ao primeiro período de monitoramento (chuvoso 19/20) neste estuário. Em linhas gerais, as populações do compartimento C também foram predominantemente juvenis, salvo alguns períodos chuvosos, e apresentaram relativamente as maiores densidades, que variaram entre 2 e 3 indivíduos/m² ou foram superiores a 3 indivíduos/m². É notável que as menores médias em São Mateus (SM) e em Barra Nova (BN) foram registradas no período chuvoso 18/19 como também apresentado e discutido na Figura 116.

Figura 122: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da densidade média (indivíduos/m²) e estágio de desenvolvimento do caranguejo-guaíamum, *Cardisoma guanhumi* (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 secos (seco_19: abril/2019 – setembro/2019/Ano 1; seco_21 (abril/2021 – setembro/2021/Ano3; seco_22: abril/2022 – setembro/2022/Ano 4; e seco_23: abril/2023 – setembro/2023/Ano 5; abril/2024 – setembro/2024/Ano 6) 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.



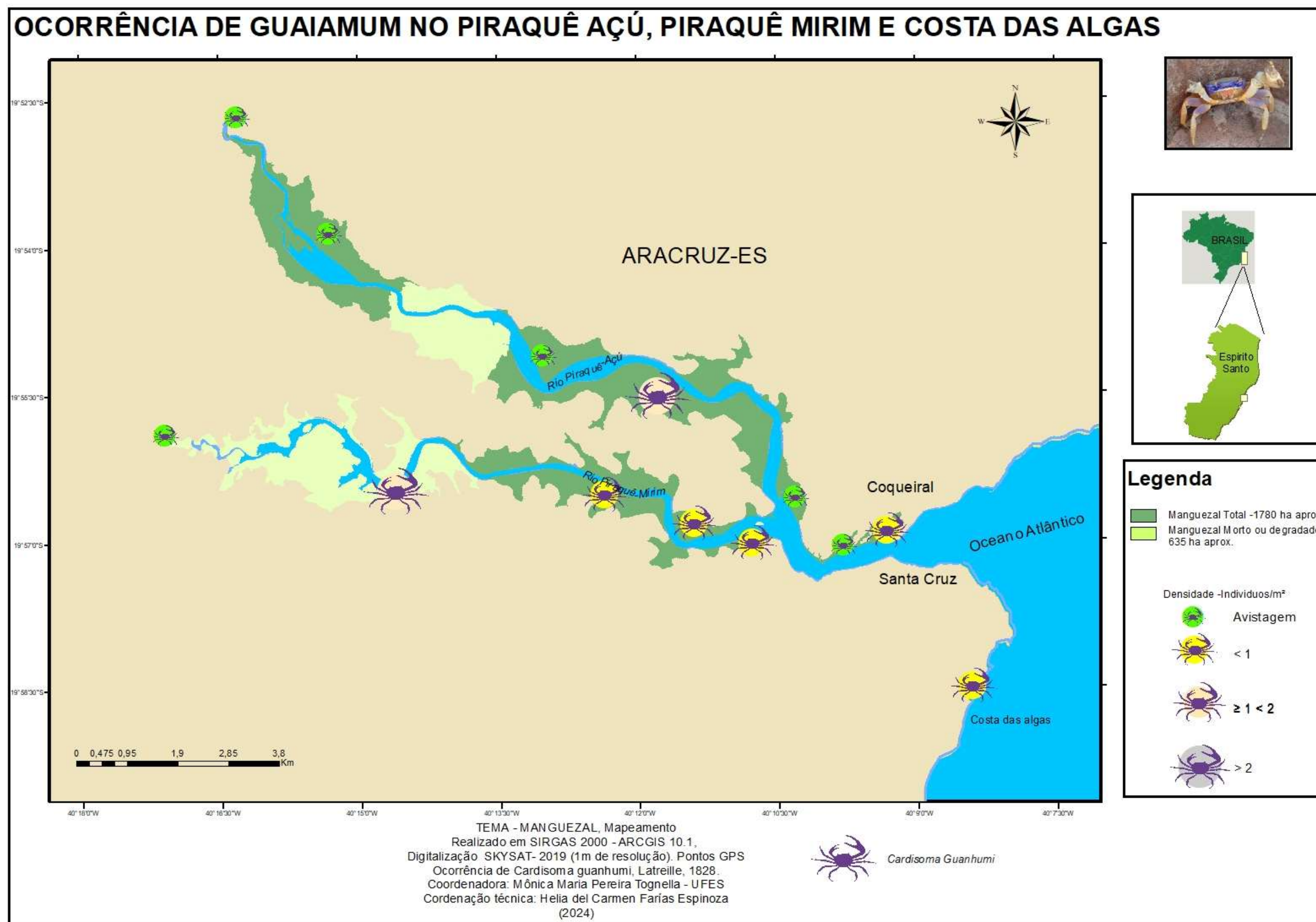
As populações de *C. guanhumi* em todos os estuários apresentaram majoritariamente indivíduos adultos ao longo do monitoramento, com algumas exceções em períodos alternados. No período chuvoso/25, todas as populações registraram tamanho médio da carapaça superior a 55 mm. Isso indicou maior frequência relativa de indivíduos adultos. Resultado também observado nos períodos chuvosos anteriores. Piraquê-Mirim (PM), rio Doce (RD) e Barra Nova (BN) apresentaram estrutura similar em todos os períodos, ou seja, o tamanho médio da carapaça inferior a 55 mm não foi registrado em nenhum dos períodos monitorados. Esse resultado indicou novamente a baixa frequência relativa de juvenis na população. Em relação a densidade, todas as populações exibiram média inferior ou próxima a 1 indivíduo/m² desde o primeiro período de avaliação (FEST, 2023a; FEST, 2024, FEST, 2025). Ressaltamos a baixa densidade da espécie em todos os estuários e a sua vulnerabilidade diante das alterações do habitat (tais como, perda de habitat e desmatamento) e a captura ilegal da espécie. Nesse contexto, é recomendado o contínuo monitoramento da estrutura e da dinâmica dessas populações e medidas eficazes para controlar a captura ilegal a fim de proteger a população e permitir o seu aumento em termos de indivíduos/m², tanto nas classes jovens quanto nas adultas. Essas estratégias podem auxiliar na recuperação do estoque populacional e a espécie deixar de ser classificada como Vulnerável (VU) na Lista Estadual Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção - Decreto Estadual nº 5.237-R, de 25 de novembro de 2022 (IEMA, 2022) e na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção do Brasil (BRASIL, 2022).

Figura 123: 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.



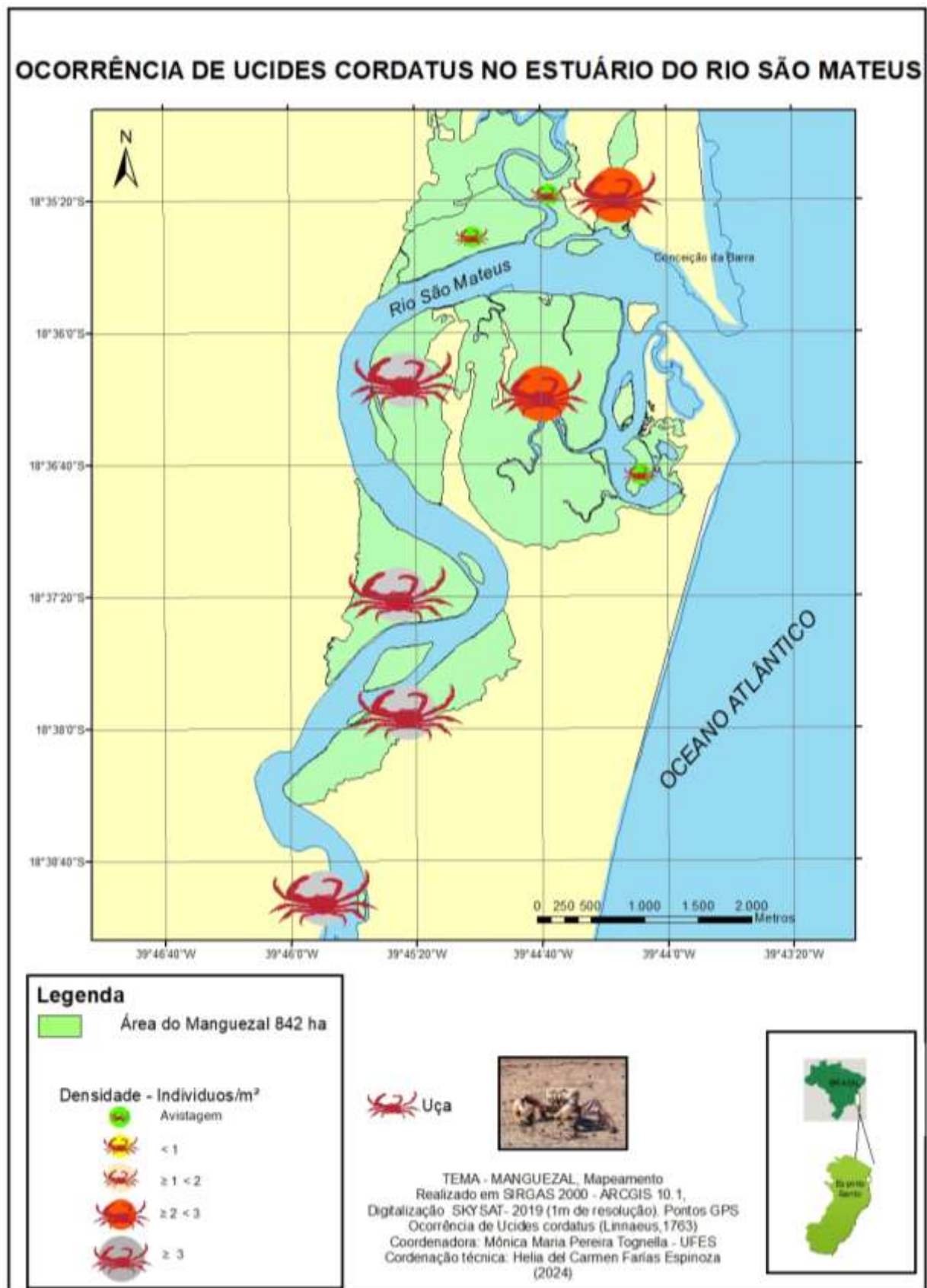
Ao longo do monitoramento, considerando os 5 anos, a maior densidade média de *U. cordatus* registrada nas populações dos estuários do rio Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM) foi 2,5 indivíduos/m². A maior densidade da espécie observada neste estuário foi 3,9 indivíduos/m² (CONTI e NALESSO, 2010), e a densidade média para o mesmo estudo foi 2,5 indivíduos/m² e com maior ocorrência de indivíduos juvenis no estuário superior. Destaca-se que habitat degradado, ou seja, a extensão do habitat composta por locais de manguezal degradado e de área morta, ocupa área em torno de 600 hectares, que corresponde aproximadamente 35% do total de manguezal desta bacia hidrográfica. Importante assinalar que essa degradação ambiental, associada ao sinergismo da concentração dos metais no sedimento e na flora, pode comprometer o desenvolvimento do caranguejo-uçá. O manguezal em Costa das Algas, também no mapeamento de ocorrência da espécie, registrou a densidade média abaixo de 1 indivíduo/m². Essa baixa densidade populacional na área pode estar relacionada com as características do manguezal, isto é, marinho e situado em substrato com granulometria mais arenosa e fragmentos rochosos. Observa-se no mapa acima que as ocorrências de indivíduos no intervalo de densidade $\geq 1 < 2$ indivíduos/m² se sobressaem, seguido do intervalo $\geq 2 < 3$ indivíduos/m². Não houve atualização desse mapa, pois ele representa o resultado de todas as campanhas que aconteceram entre outubro/2018 e março/2023).

Figura 124: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da Ocorrência do caranguejo-guaíamum, *Cardisoma guanhumi* (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.



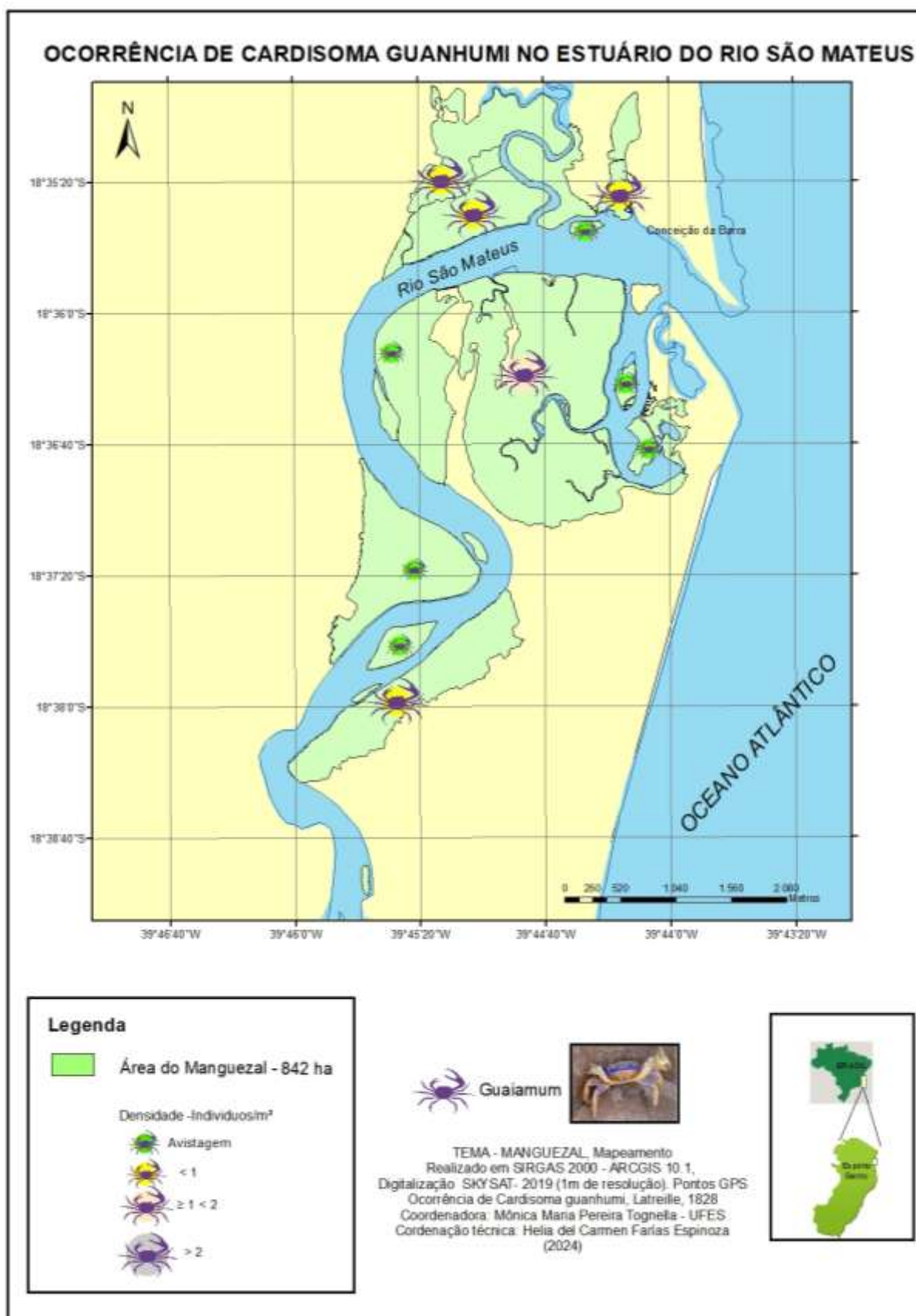
Indivíduos adultos de *C. guanhumi* foram registrados desde o início do monitoramento (outubro/2018) nas diferentes populações avaliadas e com densidades inferiores a 2 indivíduos/m² (FEST, 2023a; FEST, 2023b). As manchas de vegetação nas áreas de estudo foram digitalizadas e ao longo do tempo foi observado que as áreas degradadas foram aumentando no Piraquê-Mirim (PM) (SILVA, 2022). A área total mapeada para o habitat da espécie correspondeu a aproximadamente 1780 hectares, uma vez que este recurso está fortemente associado ao manguezal na sua extensão retroterra. É possível verificar que as áreas com densidade inferior a 1 indivíduo/m² dominaram nos manguezais do estuário do rio Piraquê-Mirim (PM) e em Costa das Algas (CA), sendo avistado indivíduos da espécie em áreas mais afastadas, no interior de ambos os estuários, relacionadas aos cordões arenosos pretéritos e às áreas de restinga. Em ambos os estuários, Piraquê-Açu (PA) e Piraquê-Mirim (PM), observou-se em cada um deles área com ocorrência de indivíduos com densidade no intervalo de $\geq 1 < 2$ indivíduos/m². Não houve atualização desse mapa, pois ele representa o resultado de todas as campanhas que aconteceram entre outubro/2018 e março/2023).

Figura 125: 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.



A densidade de *U. cordatus* registrada nos pontos amostrais no estuário do rio São Mateus (SM) variou entre 0,9 e 5,6 indivíduos/m². A densidade está dentro do valor esperado para a população neste estuário. O mapa de ocorrência da espécie é complementar a análise da densidade e tamanho médio da carapaça ao longo do monitoramento, que mostrou maior ocorrência de caranguejos juvenis na população (FEST, 2023a; FEST, 2023b). A distribuição da espécie foi observada ao longo de todo o habitat mapeado (polígonos de manguezal). A densidade do caranguejo-uçá na porção sul do estuário foi acima de 3 indivíduos/m². Indivíduos dessa espécie também foram observados (avistados) em outras 3 áreas referenciadas geograficamente. Duas áreas ao norte do estuário, onde a equipe de cartografia, monitoramento da fauna e coordenação do Tema Manguezal identificaram como sendo áreas com ampla influência antrópica e com canais de drenagem recebendo esgoto *in natura* como também observado em estudos realizados por Fernandes (2007). O manguezal encontra-se degradado nesta região, mas não foi mapeado uma vez que não foi possível navegar por esses canais para realizar a verdade de campo. Não houve atualização desse mapa, pois ele representa o resultado de todas as campanhas que aconteceram entre outubro/2018 e março/2023).

Figura 126: Indicador Ecológico Decapoda – Mapa temático da Ocorrência do caranguejo-guaíamum, *Cardisoma guanhumi* (Linnaeus, 1763), área de mangue (hectares) e avistagem (observação da espécie na formação vegetal). Compartimento C: São Mateus.



O mapa acima, que faz referência a ocorrência de *C. guanhumi* ao longo do estuário do rio São Mateus (SM), apresenta baixas densidades (inferior a 1 indivíduo/m²) da espécie em grande parte do estuário. Entretanto, ressalta-se densidade próxima a 1,7 indivíduo/m² na região da comunidade das Meleiras. Exemplares da espécie foram observados em várias outras localidades, além das monitoradas, ao longo de todo o estuário para complementar a ocorrência. A digitalização da classe da vegetação do manguezal teve como resultado área de 842 hectares. Áreas degradadas, localizadas ao norte do estuário, não foram mapeadas, pois não foi possível navegar por esses canais. Não houve atualização desse mapa, pois ele representa o resultado de todas as campanhas que aconteceram entre outubro/2018 e março/2023).

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

Sedimentos

A composição e distribuição dos elementos metálicos nos sedimentos são fortemente influenciadas pela localização geográfica dos ecossistemas e pela dinâmica costeira que atua sobre cada compartimento analisado. Os sedimentos dos manguezais responderam de forma consistente às variações nas concentrações de metais, acompanhando as oscilações relacionadas às condições meteorológicas, hidrológicas e oceanográficas.

Nos períodos secos, a maior energia da zona costeira, associada a 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), é o setor mais afetado pela chegada do Material Ligado ao Desastre (MLD). A atuação da deriva litorânea com fluxo predominante no sentido norte-sul promove o deslocamento do sedimento proveniente do rio Doce em direção ao Compartimento C (Barra Nova e São Mateus), resultando em teores de metais superiores aos registrados no Compartimento A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim).

O último período chuvoso amostrado (chuvoso 24/25) apresentou maiores concentrações 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). Este comportamento contrapõe o padrão observado nos outros períodos do monitoramento PMBA/Fest-UFES, em que as franjas detem as maiores concentrações. Como as bacias possuem menor taxa de remobilização sedimentar, é possível que a elevada carga metálica recebida pelos manguezais desde o período seco/23 tenha contribuído para a criação deste provável passivo metálico. Isto sugere a ocorrência de translocação da contaminação no sentido franja-bacia. No entanto, somente a continuidade temporal das análises poderá indicar a viabilidade deste processo.

Ressalta-se que durante os Anos 1 a 4 do monitoramento PMBA/Fest-UFES, quando se realizava a análise dos metais em profundidades de 5 a 15cm, foi registrado o mecanismo de translocação das concentrações de metais da superfície para maiores profundidades, sendo um comportamento esperado haja vista a contaminação persistente e os processos de óxido-redução, comuns nos sedimentos dos manguezais.

Rhizophora mangle

O estresse oxidativo mostrou redução nos valores 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. O período Chuvoso 2024_2025 não diferiu muito dos dois últimos períodos (Chuvoso 2023_2024 e Seco 2024), marcados pelo menor estresse oxidativo. Os períodos Seco 2019 e Chuvoso 2020_2021 no compartimento A e Seco 2019 no compartimento C são destacados pelo maior estresse oxidativo, comparativamente aos demais períodos da série histórica. Também se observou manutenção na concentração dos pigmentos fotossintetizantes no compartimento A, a partir do período Seco 2022 e no compartimento C, a partir do período Chuvoso 2021_2022. Para os metais analisados ao longo do monitoramento, houve redução na concentração de Fe no período chuvoso do Ano 7, nos compartimentos A e C. Manganês manteve-se estável em todos os períodos e compartimentos, com leve aumento na concentração no Chuvoso 2024_2025. A concentração de Zn reduziu durante o período Chuvoso 2024_2025 em ambos os compartimentos. Destaque feito para o compartimento C onde se observa maior concentração de Zn no Seco 2024, este registro é comparável àquele obtido no Chuvoso 2018_2019. Ocorreu manutenção da concentração de Cu no Ano 7 (Chuvoso 2024_2025) no compartimento A e sua redução no compartimento C. Os maiores valores para Cu foram obtidos nos períodos Seco 2019 e Seco 2022 (compartimento A) e Chuvoso 2020_2021 (compartimento C). Para Pb, o período Chuvoso 2019_2020 apresentou alta concentração do metal, comparativamente aos demais períodos, em todos os compartimentos. Após esse período, houve redução na concentração de Pb, embora os valores encontrados permaneçam acima da referência. Na análise temporal por estuário, percebe-se manutenção nos valores de DPPH no Chuvoso 2024_2025, similares ao Seco 2024 em todos os estuários, embora ocorram variações na capacidade antioxidante de *R. mangle* ao longo do monitoramento. A exceção pode ser vista em Barra Nova, onde houve a manutenção dos resultados de DPPH a partir do período Seco 2021. Em relação aos pigmentos, as maiores concentrações foram observadas nos dois primeiros anos do monitoramento em todos os estuários. Após este período, ocorre redução de valores e manutenção baixa dos mesmos, principalmente nos estuários do Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, a partir do período Seco 2022. Os estuários de Barra Nova e São Mateus apresentam variações na concentração dos pigmentos, principalmente clorofila-a. Na série temporal dos metais foliares, registrou-se redução na concentração de Fe no Ano 7 do monitoramento, nos estuários Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim e São Mateus, exceto para Barra Nova onde foi mantida a alta concentração de Fe no período Chuvoso 2024_2025. Para Mn, não houve variação nas concentrações do metal nos períodos e estuários analisados. Em relação à concentração do Zn, ocorreu redução nos valores do metal em todos os estuários no último período analisado (Chuvoso 2024_2025). Variação nos valores de Cu foram

observadas nos estuários do Piraquê-Açu, Piraquê-Mirim, Barra Nova e São Mateus ao longo da série histórica, com os menores valores encontrados em Barra Nova e São Mateus no período Chuvoso 2024_2025. Para Pb, os resultados registram alta concentração no Ano 1 e Ano 2 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.

Laguncularia racemosa

Maior capacidade antioxidante (menor estresse oxidativo) foi registrada para *L. racemosa* no período Chuvoso 2024_2025 no Piraquê-Mirim, enquanto em Barra Nova houve manutenção nos valores de DPPH comparativamente ao período Seco 2024. Em São Mateus, ocorreu aumento desses valores, sugerindo aumento do estresse oxidativo como pode ser observado durante toda a série histórica deste estuário, com exceção do Ano 4 e do período Seco 2024. Não existe padrão definido para a concentração de pigmentos em folhas de *L. racemosa*. Apesar disso, destacam-se os Anos 1 e 2 com maiores valores no Piraquê-Mirim. Em Barra Nova e São Mateus, observa-se variação na concentração de clorofila-a e manutenção de valores reduzidos de clorofila-b e carotenoides após os dois primeiros anos do monitoramento. Em relação aos metais analisados na série temporal, ocorreu redução na concentração de Fe no Chuvoso 2024_2025 no Piraquê-Mirim. Em Barra Nova e São Mateus, percebe-se manutenção na concentração de Fe ao longo da série histórica, com pequenas alterações. Para Mn, houve aumento da concentração 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. Redução na concentração de Zn no PM e manutenção em Barra Nova no período Chuvoso 2024_2025 pode ser observada. Apesar disso, ao longo do monitoramento ocorre manutenção dos valores do metal nestes estuários. Não existe padrão estabelecido para a concentração de Cu, pois cada estuário apresentou um período específico de maior valor do metal. 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. O período Chuvoso 2024_2025 apresentou redução na concentração de Cu nos três estuários analisados. A maior concentração de Pb foi no período Chuvoso 2019_2020 em todos os estuários e semelhante àquela registrada para a espécie *R. mangle*.

A análise temporal da atividade fotossintética de assimilação de carbono pouco diferiu estatisticamente ao longo dos seis anos, esta menor variabilidade dos dados pode ser um indicativo de que todos os indivíduos de *L. racemosa* estão sob mesmo tensor, podendo ser reflexo da persistência do Material Ligado ao Desastre (MLD) nas áreas monitoradas (compartimento C). Contudo, redução acentuada da atividade fotoquímica (PI_{Total}) é destacado em Barra Nova e São Mateus a partir do Ano 5. No Ano 6, a redução de PI_{total} é mantida em Barra Nova, porém em São Mateus houve aumento deste índice em Seco_2024.

A integração dados de metais foliares e parâmetros fisiológicos de *L. racemosa*, para os seis anos de monitoramento, indica redução na produção primária e aumento do estresse oxidativo atividade da espécie associada ao excesso dos metais nas folhas (Fe, Mn, Pb), sobretudo no período seco, em São Mateus. No período chuvoso, foi verificada associação do Fe influenciando o desempenho fotoquímico

e do Pb resultando em estresse oxidativo. O modelo construído para *L. racemosa* aponta Mn, Fe e Pb na folha como os principais responsáveis pela variabilidade dos dados biológicos. Os metais Fe e Mn atuam negativamente sobre a produção primária, sendo a área de São Mateus a mais impactada. Apesar desses resultados, a espécie, em algum grau, consegue manter equilibrada a fase fotoquímica e bioquímica da fotossíntese.

Avicennia schaueriana

Na série temporal para DPPH em *A. schaueriana* destaca-se o estuário Costa das Algas, com altos valores atribuídos ao Ano 3 e período Seco do Ano 4. Em Caravelas não teve padrão definido para DPPH. Em relação aos pigmentos fotossintetizantes, observa-se redução nas concentrações a partir do período Seco 2021 em Costa das Algas e Chuvoso 2019_2020 em Caravelas. No geral, existiu recuperação na concentração de Fe em Costa das Algas no último ano de monitoramento (Ano 4). Não houve variação na concentração de Mn nos estuários analisados, com tendência de manutenção durante a série temporal. Contrariamente, para Zn em CA, a maior concentração do metal foi encontrada no período Chuvoso 2020_2021, não sendo possível definir uma tendência para os demais períodos. Já em Caravelas, o Ano 1 e Ano 4 foram semelhantes em relação aos maiores valores de Zn. Para Cu, ocorreu tendência de manutenção nos períodos do monitoramento, exceto no Chuvoso 2020_2021 com elevada concentração do metal. O comportamento de Pb foi semelhante ao das demais espécies, com maiores valores no Ano 1 do monitoramento. A partir daí, registra-se redução na concentração e tendência de manutenção.

Com a integração dados de metais foliares e parâmetros fisiológicos (até período Seco 2022) foi observado em *A. schaueriana* redução do desempenho fotossintético e estresse oxidativo associado ao aumento dos metais Cu e Zn no tecido foliar. Estes impactos foram mais evidentes nos períodos secos e nos indivíduos da área de Costa das Algas.

Talipariti pernambucense

Na série temporal de *T. pernambucense* analisada no rio Doce, observa-se que os períodos Seco 2023 e Chuvoso 2024_2025 foram os de maior estresse oxidativo. Os valores de DPPH são os maiores já encontrados durante toda a série histórica para este estuário. Nos estuários Piraquê-Açu e São Mateus, há alterações na capacidade oxidativa da espécie, variando ao longo do monitoramento. Entretanto, o período Chuvoso 2024_2025 mostrou aumento do estresse oxidativo em São Mateus. Observa-se aumento na concentração de Clorofila-a no rio Doce e Piraquê-Açu e manutenção de valores em São Mateus no período Chuvoso 2024_2025. Ao longo do monitoramento, observam-se alterações principalmente para clorofila-b, que parece ser mais instável que os demais pigmentos, nos três estuários. Os carotenoides analisados na espécie localizada no rio Doce apresentam tendência de estabilidade durante a série temporal, com algumas alterações. Comportamento semelhante pode ser observado em São Mateus, mas não no Piraquê-Açu. Em relação aos metais foliares, percebe-se estabilidade na concentração de Fe no rio Doce, a partir do Chuvoso 2022_2023. Registra-se também tendência de manutenção nos valores de Fe no Piraquê-Açu e São Mateus. Em relação ao Mn foliar no rio Doce, destaca-se o período Seco 2023 com a maior concentração observada do metal desde o

início da série temporal, embora o Ano 6 tenha atingido concentrações próximas ao período mencionado. Nos demais períodos há alterações dos valores de Mn, mas mantendo concentrações semelhantes entre si. O período Seco 2023 também foi o de maior concentração de Mn na *T. pernambucense* localizada no Piraquê-Açu. Em São Mateus, houve redução nos valores do metal no Ano 6 e no Chuvoso 2024_2025. Após longo período com manutenção na concentração do Zn (Anos 3, 4 e 5), houve aumento no rio Doce durante o Ano 6 e Chuvoso 2024_2025. No Piraquê-Açu e em São Mateus, observa-se redução nos valores médios de Zn foliar no último período analisado (Chuvoso 2024_2025). Em São Mateus, o período Seco 2024 destaca-se como o de maior concentração do metal. Para Cu, houve manutenção na concentração, com pequenas variações ao longo do monitoramento no rio Doce. O mesmo comportamento pode ser observado no Piraquê-Açu. Em São Mateus, o Ano 5 é marcado pelas menores concentrações de Cu. Já para Pb, assim como nas demais espécies, o Ano 1 foi o de maior concentração do metal no rio Doce. No Piraquê-Açu e São Mateus não houve diferença nas concentrações de Pb desde o início do monitoramento em julho de 2022.

A espécie *Talipariti pernambucense*, 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), mostra tendência de redução da atividade fotossintética nos compartimentos B e C, com destaque para o Ano 5 e 6, principalmente nos períodos secos. No período Chuvoso 2024_2025 é verificado uma melhoria pontual nas taxas de assimilação de carbono nas três áreas monitoradas. Contudo, redução da produção primária da espécie continua sendo associada à concentração de Fe e Mn, considerando apenas as espécies monitoradas no rio Doce. Quando se considera todos os compartimentos na análise, o metal foliar Mn continua atuando sobre o metabolismo fotossintético, além induzir a atividade antirradicalar, sendo correlacionado com o aumento do estresse oxidativo. Além disso, o metal foliar Pb continua apresentando correlação entre o estresse oxidativo, como já verificados nos relatórios anteriores, contudo sua presença não tem alterado a produtividade primária da espécie nestas últimas amostragens (FEST, 2025).

Fator de bioacumulação

Houve baixo FBA para Fe, aspecto comum para as espécies de mangue e para *T. pernambucense*. Contrariamente, registra-se alto FBA para Mn em *R. mangle* em toda série histórica. As demais espécies oscilam com valores entre alta e média bioacumulação para o Mn. Em relação ao Zn e Cu, observa-se médio FBA na maioria dos períodos analisados para todas as espécies. Destaque para a alta bioacumulação de Cu por *T. pernambucense* no PA. Para Pb, houve médio e baixo FBA ao longo da análise temporal para todas as espécies, exceto nos períodos Seco 2019 e Chuvoso 2019_2020.

Decapoda

Variabilidade sazonal e temporal da densidade e do tamanho médio da carapaça de *U. cordatus* foi observada em todas as populações monitoradas. Relações significativas também foram registradas entre esses parâmetros e a concentração de metais no sedimento e nas folhas. Isso mostrou que indivíduos maiores, que compõem populações adultas, ocuparam os bosques que apresentaram relativamente as mais elevadas concentrações de metais em ambos os compartimentos (folhas e

sedimento). Esse é um fator preocupante no contexto da dinâmica populacional, visto que se trata de indivíduos capazes potencialmente de se reproduzirem. A variabilidade da concentração de Fe, Cu e Zn nas folhas e de Cr, Pb e Mn no sedimento, bem como, o teor de lama, carbonato de cálcio, matéria orgânica e a salinidade explicou significativamente a variabilidade da densidade e do tamanho médio da carapaça das populações de *U. cordatus* nos Compartimentos A (Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim) e C (Barra Nova e São Mateus). Esses resultados, obtidos a partir da Análise de Redundância (RDA), destacaram a influência dos metais sobre a estrutura da população, uma vez que são considerados potenciais bioacumuladores nos tecidos dos caranguejos e alteram os processos metabólicos. As populações do estuário do rio São Mateus (SM) e Mariricu (BN) foram as mais densas e com predomínio de indivíduos juvenis, bem como com declínio no tamanho médio da carapaça. Essa elevada densidade de indivíduos juvenis pode indicar problemas no recrutamento para as maiores classes de tamanho ao considerar que a exposição a metais pesados e a outros contaminantes podem reduzir o crescimento de organismos aquáticos devido ao redirecionamento da energia para atuar na sua desintoxicação. Isso reflete, consequentemente, no Potencial de Extração Futuro (PEF), uma vez que os indivíduos estão mais suscetíveis à absorção de metais durante os processos fisiológicos inerentes ao processo de ecdise. As populações do Piraquê-Açu (PA) e do Piraquê-Mirim (PM) foram relativamente as menos densas, em média 2 indivíduos/m², com destaque para o Piraquê-Açu (PA), que apresentou maior frequência relativa de adultos ao longo do monitoramento em comparação a população do Piraquê-Mirim (PM). Todas as populações apresentaram baixa frequência de indivíduos com tamanho comercial (LC superior ou igual a 60 mm). Resultado que impacta diretamente o estoque comercial do caranguejo-uçá. A população no rio Doce tende a estabilidade, com densidade oscilando entre 1 e 2 indivíduos/m² a partir do período chuvoso 20/21, e com predomínio de juvenis. No entanto, ressaltamos que o rio Doce não é o habitat original da espécie, que passou a ser observada e monitorada a partir do período chuvoso 19/20. A população de *C. guanhumi* manteve a sua densidade média inferior a 2 indivíduos/m², especialmente no rio Doce, área potencialmente impactada. Isso evidencia a vulnerabilidade dessa população frente aos efeitos tóxicos associados aos metais presentes na água, no sedimento e nas folhas, das quais esta espécie se alimenta. Todas as populações de *C. guanhumi* foram consideradas adultas e com falhas no recrutamento de novos indivíduos ao longo do PMBA. Alteração significativa na fecundidade das populações de *U. cordatus* nos estuários do rio Piraquê-Açu (PA), Piraquê-Mirim (PM), Barra Nova (BN) e São Mateus (SM) foi observada em 2019 e 2022. Períodos que coincidiram com o aumento nos níveis de metais no sedimento e com o aumento nos índices de bioacumulação e biomarcadores analisados nos caranguejos de manguezal em março de 2022 (FEST, 2024).

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, conseqüentemente, 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 Manguuezal; 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 Manguuezal, 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, conseqüentemente, 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, conseqüentemente, 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.

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.

BAKSHI, M.; GHOSH, S.; CHAKRABORTY, D.; HAZRA, S.; CHAUDHURI, P. Assessment of potentially toxic metal (PTM) pollution in mangrove habitats using biochemical markers: A case study on *Avicennia officinalis* L. in and around Sundarban, India. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 133, p. 157–172, 2018.

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 gymnorhiza* and *Rhizophora stylosa*. **Plant Soil**, v. 359, n. 1–2, p. 255–66, 2012.

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.

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.

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.

DEPOLO, 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.

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. 2025.

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.

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, 1933. <https://doi.org/10.1037/h0071325>.

HUANG, G. Y.; WANG, Y. S. Physiological and biochemical responses in the leaves of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorhiza*) 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.

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 pollution. **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.

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.

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.

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

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.; SANTSCH, 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.

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.

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

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.

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 Paisagem com 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 Doce Rio Doce Rio Doce Rio 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 guanhumí* (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.; NKOI, 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.

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.

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

TOGNETTA, 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

TOGNETTA, 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.

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](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.

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>