



UFC
UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
CURSO DE AGRONOMIA

JOSÉ FERNANDO CAETANO DA CUNHA

**DINÂMICA DE FÓSFORO EM SOLOS DE MANGUEZAIS REPLANTADOS NO
ESTUÁRIO DO RIO PACOTI (CEARÁ, NE-BRASIL)**

FORTALEZA

2026

JOSÉ FERNANDO CAETANO DA CUNHA

**DINÂMICA DE FÓSFORO EM SOLOS DE MANGUEZAIS REPLANTADOS NO
ESTUÁRIO DO RIO PACOTI (CEARÁ, NE-BRASIL)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de agrônomo.

Orientador: Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega.

FORTALEZA

2026

JOSÉ FERNANDO CAETANO DA CUNHA

**DINÂMICA DE FÓSFORO EM SOLOS DE MANGUEZAIS REPLANTADOS NO
ESTUÁRIO DO RIO PACOTI (CEARÁ, NE-BRASIL)**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Graduação em Agronomia do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Agrônomo.

Aprovada em: 15/01/2026.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

MSc. Gabriela Rodrigues da Silva
Universidade Federal Fluminense (UFF)

Dr. Rodolfo Fagundes Costa
CCARBON/USP

Dedico este trabalho aos meus pais, que me deram o suporte necessário para que eu pudesse me dedicar aos estudos.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) pela concessão da bolsa de iniciação científica, fomento essencial para a realização desta pesquisa.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega, pela paciência, pelos ensinamentos valiosos e pela orientação segura que permitiram o meu crescimento acadêmico e profissional desde o início deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora, MSc. Gabriela Rodrigues da Silva e Dr. Rodolfo Fagundes Costa, pelas valiosas contribuições e sugestões durante a avaliação deste projeto.

Aos colegas do Grupo de Estudos LABECO e do Laboratório de Química e Fertilidade do Departamento de Ciências do Solo. Agradeço pelo suporte técnico, mas, acima de tudo, pela parceria no dia a dia. As brincadeiras, as confraternizações e o apoio mútuo na rotina de laboratório tornaram este percurso muito mais gratificante. É uma honra fazer parte da história da formação deste grupo.

Aos meus pais, que foram o meu alicerce. Agradeço por terem me proporcionado a tranquilidade de me dedicar integralmente à faculdade, sem que eu precisasse me preocupar com o trabalho externo.

Aos amigos que fiz durante o tempo de bolsista no laboratório de química e fertilidade, pelo companheirismo nas rotinas de laboratório e pelas trocas de conhecimento que tornaram o dia a dia mais leve.

Aos grandes amigos da faculdade, em especial ao grupo do racha: Flavio, Felipe, Henrique, Jairo, João Marcos, Juan, Milton, Ray, Rodrigo, Uyan e Vinicius. Obrigado pelos momentos de descontração e pela amizade que levarei para a vida.

Agradeço, enfim, a todos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização deste trabalho. Peço desculpas por não citar todos nominalmente, mas cada conversa e incentivo foram essenciais nesta trajetória.

RESUMO

Os manguezais e apicuns são ecossistemas costeiros fundamentais para o sequestro de carbono e ciclagem de nutrientes, sendo sensíveis a variações climáticas e atividades antrópicas. Este trabalho avaliou como a colonização de áreas de apicum por manguezais altera a dinâmica do fósforo (P) no solo, quantificando seu conteúdo total e suas frações biogeoquímicas. A pesquisa foi conduzida no estuário do Rio Pacoti, Ceará, comparando as três condições: apicum (AP), manguezal em recuperação (REC) e manguezal estabelecido (MG), durante os períodos seco e chuvoso. A metodologia envolveu a coleta de amostras de solo até 50 cm de profundidade para determinação de pH, potencial redox (Eh) e fracionamento sequencial de P em seis frações distintas (PEx, PFe, PAI, PAH, PCa e PHm). Os resultados demonstraram que o fator área foi a principal fonte de variação, com os teores de P pseudo-total significativamente superiores no manguezal estabelecido ($123,3 \pm 69,4 \text{ mg.kg}^{-1}$), seguidos pela área em recuperação ($64,1 \pm 40,4 \text{ mg.kg}^{-1}$) e pelo apicum ($30,7 \pm 23,3 \text{ mg.kg}^{-1}$). Observou-se sazonalidade marcante, em que o período seco favoreceu o acúmulo de frações orgânicas e inorgânicas associadas a metais, enquanto o período chuvoso, marcado pela redução do potencial redox e elevação do pH, promoveu a mobilização do fósforo para formas mais biodisponíveis. A fração associada à apatita (PCa) apresentou maior estabilidade frente às variações sazonais. Conclui-se que a colonização do apicum por manguezais amplia a capacidade de retenção de nutrientes no solo. A progressiva semelhança na dinâmica de especiação entre as áreas em recuperação e o manguezal preservado indica que o processo de restauração ambiental no estuário do Rio Pacoti está sendo bem-sucedido no restabelecimento das funções biogeoquímicas do ecossistema.

Palavras-chave: Especiação do fósforo; Zona costeira; Reflorestamento.

ABSTRACT

Mangroves and salt flats (apicuns) are coastal ecosystems essential for carbon sequestration and nutrient cycling, being sensitive to climatic variations and anthropogenic activities. This study evaluated how the colonization of salt flats by mangroves alters phosphorus (P) dynamics in the soil, quantifying its total content and biogeochemical fractions. The research was conducted in the Pacoti River estuary, Ceará, comparing three conditions: salt flat (AP), recovering mangrove (REC), and established mangrove (MG), during the dry and rainy periods. The methodology involved collecting soil samples up to 50 cm deep to determine pH, redox potential (Eh), and sequential P fractionation into six distinct fractions (PE_x, PFe, PA₁, PA_H, PCa, and PH_m). The results demonstrated that the area factor was the main source of variation, with pseudo-total P levels significantly higher in the established mangrove (123.3 ± 69.4 mg.kg⁻¹), followed by the recovery area (64.1 ± 40.4 mg.kg⁻¹) and the salt flat (30.7 ± 23.3 mg.kg⁻¹). A marked seasonality was observed, in which the dry period favored the accumulation of organic and inorganic fractions associated with metals, while the rainy period, marked by a reduction in redox potential and an increase in pH, promoted the mobilization of phosphorus into more bioavailable forms. The fraction associated with apatite (PCa) showed greater stability against seasonal variations. It is concluded that the colonization of salt flats by mangroves increases the soil's nutrient retention capacity. The progressive similarity in speciation dynamics between the recovery areas and the preserved mangrove indicates that the environmental restoration process in the Pacoti River estuary is succeeding in reestablishing the ecosystem's biogeochemical functions.

Keywords: Phosphorus speciation; Coastal zone; Reforestation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa da área de estudo indicando os pontos de coleta	17
Figura 2 – Caracterização das condições físico-químicas (Eh e pH) nas áreas de estudo, durante os dois períodos avaliados	20
Figura 3 - Distribuição de PEx, PFe, PCa e PAI por período e área	23
Figura 4 - Distribuição de PAH, PHm e Pseudo-total P por período e área.....	23

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Teste de Kruskal–Wallis (Diferenças entre Áreas)	19
Tabela 2 - Teste de Mann–Whitney (Diferenças entre períodos).....	20
Tabela 3 - Teste de Mann–Whitney (Diferenças de Áreas entre períodos).....	21

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AP	Área de apicum
Eh	Potencial Redox
Fe	Ferro
HCl	Ácido clorídrico
ICP-OES	Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado
MG	Mangue preservado
Mn	Manganês
NaOH	Hidróxido de Sódio
P	Fósforo
PAH	Fósforo associado aos ácidos húmicos
PAI	Fósforo associado a silicatos e hidróxidos de alumínio
PCa	Fósforo associado a apatita
PEx	Fósforo solúvel e trocável
PFe	Fósforo associado a oxi-hidróxidos de Fe e Mn
pH	Potencial Hidrogeniônico
PHm	Fósforo associado à humina, representando a matéria orgânica refratária
Pseudo-total P	Somatório de todas as frações de fósforo.
PVC	Policloreto de Vinila
REC	Área em recuperação
ATP	Trifosfato de Adenosina
N	Nitrogênio

LISTA DE SÍMBOLOS

mV	milivolt
mL	mililitro
RPM	Rotações por minuto
M	Molaridade (mol/L)
p	Valor p
Mg.Kg ⁻¹	Miligramas por quilograma
°C	Graus Celsius

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	16
2.1 Área de estudo	16
2.2 Coleta de amostras de solo	17
2.3 Fracionamento e quantificação de fósforo (P).....	17
2.4 Análise Estatística	18
3 RESULTADOS	19
3.1 Parâmetros biogeoquímicos (Eh e pH).....	19
3.2 Fracionamento de fósforo.....	22
3.2.1 Área Apicum	22
3.2.2 Área em Recuperação.....	24
3.2.3 Área de manguezal	24
4 DISCUSSÃO.....	24
4.1 Caracterização físico-química	24
4.2 Fracionamento de Fósforo no Estuário.....	25
4.3 Comparação Apicum – Mangue.....	27
5 CONCLUSÃO.....	28
6 REFERÊNCIAS	29

1 INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas florestais costeiros que se distribuem ao longo de regiões intertropicais, se desenvolvendo principalmente em áreas de topografia plana, frequentemente saturados com água salgada e habitados por fauna e flora adaptadas às oscilações de lençol freático, salinidade e condição redox dos solos (Feller et al., 2010; Alongi, 2014, 2016; Lugo; Medina, 2014).

Cobrando aproximadamente 138.000 km² da faixa litorânea global, os manguezais representam cerca de 0,7% das áreas vegetadas do planeta, presente em 124 países (Donato et al., 2011; Giri et al., 2011). No Brasil, os manguezais abrangem aproximadamente 7% da área global desse ecossistema, com florestas encontradas desde o Amapá até o estado de Santa Catarina (Schaeffer-Novelli et al., 1990). Dessa forma, o país está entre aqueles que possuem a maior extensão de manguezais no mundo (Giri et al., 2011).

No Ceará, os manguezais ocupam cerca de 182 km² (Maia, 2016), inseridos em um clima semiárido e influenciado por uma baixa descarga de água doce pelos rios (Schaeffer-Novelli et al., 1990; Silva; Souza, 2006), o que resulta em solos com salinidade e potencial redox mais elevados quando comparado ao restante do Brasil (Nóbrega et al., 2019; Ferreira et al., 2022b). Desse modo, os manguezais cearenses encontram-se circundados por um ecossistema hipersalino denominado apicum, com vegetação específica e que atuam como zonas de amortecimento ecológico de grande importância para o funcionamento e resiliência dos manguezais (Albuquerque et al., 2014a; Albuquerque et al., 2014b; Sartor et al., 2018; Cabral et al., 2020).

Similar aos manguezais, os apicuns são encontrados em regiões de topografia plana, porém a menor frequência de inundação resulta em ambientes hipersalinos e de baixo desenvolvimento vegetal (Albuquerque et al., 2014a, 2014b; Cabral et al., 2020; Brown et al., 2021). As inundações menos frequentes nos apicuns, ocorrendo somente durante as marés de sizígia, podem ser resultantes de processos naturais (Albuquerque et al., 2014b) ou induzidos por atividades antrópicas como a construção de salinas e tanques para a produção de camarão (Ferreira et al., 2022a). Por outro lado, em um cenário de elevação do nível do mar resultante das mudanças climáticas, as áreas de apicuns seriam naturalmente colonizadas por manguezais (Ribeiro et al., 2018; Reis-Neto; Meireles; Cunhalignon, 2019). Nesse cenário, a compreensão da dinâmica do fósforo (P) torna-se fundamental, visto que este é um elemento essencial ao desenvolvimento vegetal, atuando em processos vitais como a transferência de energia via ATP, a fotossíntese e a síntese de ácidos nucleicos, sendo sua disponibilidade no solo limitada por processos de adsorção específica (FAQUIN, 2005). Assim, as mudanças nas propriedades

físico-químicas do sedimento decorrentes da transição entre esses ambientes podem influenciar diretamente a ciclagem desse nutriente e a nutrição da vegetação.

Apesar de serem estruturalmente mais simples que as florestas não hidromórficas, geralmente apresentando poucas espécies de árvores e ausência de um estrato herbáceo, os manguezais e apicuns constituem ecossistemas complexos interagindo com espécies terrestres, mas também com espécies e ecossistemas marinhos (Feller et al., 2010; Albuquerque et al., 2014b).

Devido sua posição entre ambientes marinhos e terrestres, esses ecossistemas costeiros desempenham uma grande quantidade de serviços ecossistêmicos: i) sequestro de carbono (C); ii) retenção e imobilização contaminantes; iii) proteção contra tempestades e tsunamis; iv) produção de fibras; v) fornecimento de material de construção e alimento para população ribeirinha; e vi) berçário e criatório para espécies de peixes, aves, crustáceos e mamíferos (Gilman; Ellison; Coleman, 2007; Rogers; Saintilan; Cahoon, 2009; Woodroffe et al., 2016; Kelleway et al., 2017; Brasil, 2018), tornando os manguezais e apicuns em ecossistemas cruciais tanto para manutenção da biodiversidade, mas também por fornecer benefícios diretos e indiretos às atividades humanas (Walters et al., 2008). Neste sentido, as práticas de recuperação e replantio de manguezais em áreas de apicum (Ferreira et al., 2022a, 2023), podem resultar na geração de créditos de C que podem ser comercializados gerando renda e benefícios sociais às comunidades ribeirinhas (Siikamäki; Sanchirico; Jardine, 2012; Murdiyarso et al., 2015; Howard et al., 2017), bem como o restabelecimento das funções e serviços ecossistêmicos. Contudo, a supressão dessas áreas e a pressão antrópica no entorno dos estuários podem comprometer a função do manguezal como filtro biológico, favorecendo o processo de eutrofização. Este fenômeno é caracterizado pelo enriquecimento nutricional das águas, especialmente por nitrogênio (N) e fósforo (P), resultando no crescimento desordenado de algas e na degradação da qualidade hídrica (FERREIRA et al., 2011). O P é determinante nesse equilíbrio, pois níveis elevados do nutriente rompem a estabilidade metabólica do sistema e levam à redução do oxigênio dissolvido e à ocorrência de episódios de hipóxia, o que afeta severamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (ALONGI, 2009).

Entretanto, para uma identificação precisa dos impactos e das mudanças ecossistêmicas resultantes da colonização de áreas de apicum por manguezais, assim como para a adequação das práticas de recuperação voltadas à mitigação das mudanças climáticas, é necessário avaliar as alterações nos processos biogeoquímicos associados à dinâmica do C, que caracterizam esses ambientes. Por exemplo, compreender como a dinâmica do fósforo é afetada pelo aporte de C durante a colonização dos apicuns por mangues, possibilita entender o papel desses novos

manguezais acerca da dinâmica de nutrientes (Nóbrega et al., 2014; Queiroz et al., 2018, 2021; Barcellos et al., 2019, 2022).

Diante do exposto e da hipótese de que a colonização das áreas de apicum por mangues altera o conteúdo de P nos solos de transição, este trabalho buscou avaliar como as mudanças nos ecossistemas costeiros afetam a dinâmica do elemento no solo, a partir da quantificação de seu conteúdo total e de suas diferentes frações biogeoquímicas nas áreas de transição entre apicum e manguezal durante períodos secos e chuvosos no estado do Ceará.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

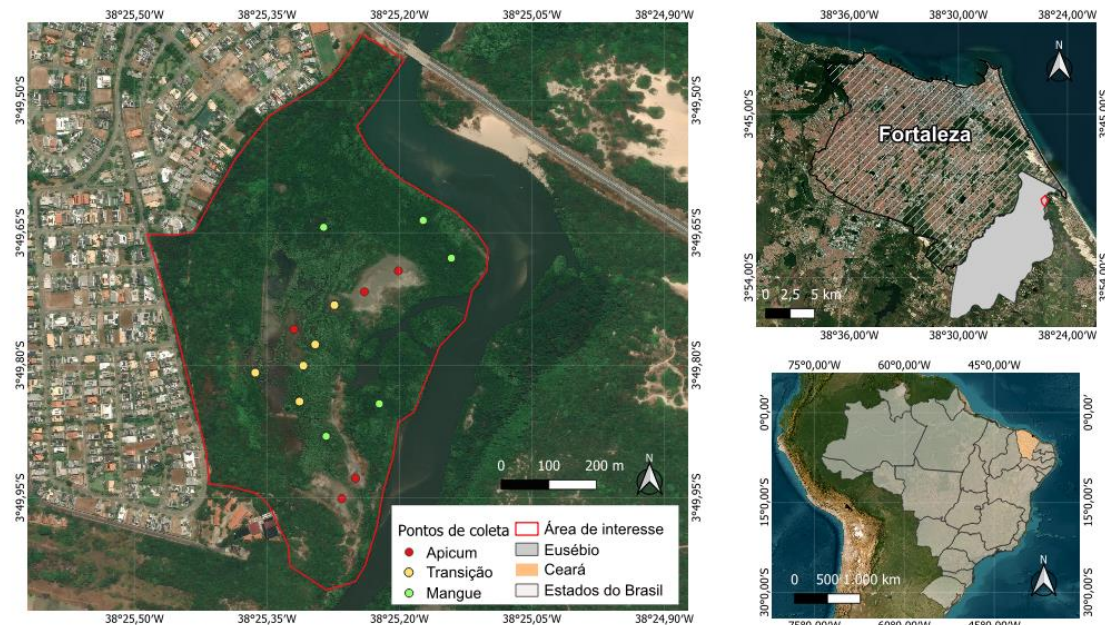
Para avaliar as mudanças na dinâmica do fósforo nos solos resultantes da colonização de áreas de apicum por manguezais, foram coletadas 5 amostras de solos nas três condições (apicum, manguezal em recuperação e manguezal preservado). Estas zonas de recuperação representam áreas de manguezal jovens que estão se desenvolvendo a partir de estratégias de recuperação que foram implementadas no estuário do Rio Pacoti (Ceará, NE-Brasil) no ano de 2017 e têm sido acompanhados desde então (FERREIRA et al., 2022a). Em contrapartida, a área denominada como manguezal preservado caracteriza-se por ser uma floresta nativa madura, sem histórico recente de intervenção antrópica, servindo como referencial de ecossistema estabelecido. Para este estudo, as amostras foram coletadas em dois períodos distintos visando caracterizar os solos durante o período seco e chuvoso, a fim de entender as variações sazonais sobre a dinâmica de P.

2.1 Área de estudo

A área estudada está localizada em Área de Proteção Ambiental no Estuário do Rio Pacoti (Ceará, NE-Brasil). O Rio Pacoti se estende por 150 km, desde a nascente na serra de Baturité, e tem seu fluxo regulado por dois grandes reservatórios para consumo humano, o que resultou em um aumento da salinidade dos solos do estuário (Lacerda; Menezes; Molisani, 2007).

O estuário é influenciado por um clima tropical quente sub-úmido, com pluviosidade média anual de 1379,9 mm (IPECE, 2012). A precipitação pluviométrica apresenta uma marcada variação sazonal, com uma estação chuvosa bem definida entre os meses de fevereiro e maio e uma estação seca entre junho e janeiro (Lacerda; Menezes; Molisani, 2007). A região apresenta temperaturas variando entre 26 e 28 °C (Barcellos et al., 2019).

Figura 1 - Mapa da área de estudo indicando os pontos de coleta



Fonte: Autor (2026)

2.2 Coleta de amostras de solo

Em cada uma das condições estudadas (manguezal preservado - MG; área de apicum - AP e área em recuperação - REC) foram coletadas cinco amostras de solo com as características estruturais preservadas, utilizando tubos de PVC (50 cm comprimento, 5 cm de diâmetro) acoplados a um amostrador de solos inundados. Após coletadas, as amostras foram hermeticamente armazenadas e transportadas na posição vertical sob refrigeração 4°C até o laboratório (Ferreira et al, 2022b), onde as amostras foram seccionadas em intervalos de 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm, e obtidos os valores de pH e Eh. O Eh foi obtido com um eletrodo de platina e o valor da leitura corrigido pela adição do potencial do eletrodo de referência de calomelano (+244 mV). As leituras de pH foram realizadas com um eletrodo de vidro, previamente calibrado com soluções padrão de pH 4,0 e 7,0 (Nóbrega et al., 2023).

2.3 Fracionamento e quantificação de fósforo (P)

A avaliação dos diferentes compartimentos biogeoquímicos de P nas três condições avaliadas (mangue, transição, apicum) se deu a partir de seu fracionamento com metodologia adaptada de Paludan e Morris (1999), que permite a obtenção de seis frações operacionalmente distintas:

i. P solúvel e trocável (PE_x): Extraído com 20 mL de uma solução de MgCl₂ 1M sob agitação

durante 1 hora e centrifugadas (3500 RPM, durante 15 minutos);

ii. *P associado a oxi-hidróxidos reduzíveis de Fe e Mn (PFe)*: Extraído com 20 mL de uma solução de bicarbonato-ditionito de sódio 0,11M durante 1 hora de agitação e centrifugadas (3500 RPM, durante 15 minutos); essa etapa foi realizada duas vezes para total extração;

iii. *P associado a silicatos e hidróxido de alumínio (PAI)*: Extraído com 20 mL de uma solução de NaOH 0,1M, sob agitação por 18 horas. Essa extração será realizada duas vezes para total extração. Após recolher o extrato por centrifugação (3500 RPM por 15 minutos), a solução foi acidificada (pH ~ 1) e filtrada, recolhendo o material retido no filtro.

iv. *P associado aos ácidos húmicos (PAH)*: O material isolado por filtro do passo anterior foi carbonizado em uma mufla (520°C durante 2 horas) e as cinzas fervidas em 20 mL de HCl 1M, depois o volume foi aferido para 50 mL com água destilada;

v. *P associado à apatita (PCa)*: Extraído com 20 mL de HCl 0,5 M sob agitação por 1 hora e centrifugação (3500 RPM por 15 minutos); extraído duas vezes.

vi. *P associado à humina, representando matéria orgânica refratária (PHm)*: Extraído com 20 mL de HCl 1M quente, após a combustão do resíduo a 520°C (durante 2 horas), após a extração o volume foi aferido para 50 mL com água destilada;

A quantificação das concentrações de P total nos extratos de cada fração foi realizada por Espectrometria de Emissão Atômica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP-OES). Entre cada etapa de extração sequencial (i. a vi.), as amostras foram lavadas com 20 mL de água destilada. A lavagem foi seguida por nova centrifugação (3500 RPM por 10 minutos) para garantir a separação e a remoção completa do extrato da etapa anterior.

O conteúdo de pseudo-total P foi determinado por meio do somatório das concentrações obtidas em cada uma das seis frações extraídas sequencialmente, seguindo a fórmula: pseudo-total P = PEx + PFe + PAI + PAH + PCa + PHm.

2.4 Análise Estatística

A normalidade da distribuição dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk, o qual indicou que as variáveis não seguiam uma distribuição normal ($p < 0,05$).

O teste multivariado de PERMANOVA foi utilizado para verificar diferenças entre as distribuições de dados por meio dos fatores “área” e “ano/período” como fontes de variação. Para identificar diferenças específicas entre as três áreas de estudo (AP, REC, MG), utilizou-se o teste univariado, seguido pelo teste de post-hoc de Dunn com correção de Bonferroni para comparações múltiplas entre pares de áreas.

A variabilidade temporal entre o período seco e chuvoso foi analisada por meio do teste de Mann-Whitney. Este mesmo teste foi aplicado para avaliar as diferenças entre períodos

dentro de cada área individualmente. Todas as análises foram realizadas no software R Studio, adotando-se um nível de significância de 5% (0,05). Os resultados foram expressos como média \pm desvio padrão.

3 RESULTADOS

A PERMANOVA revelou diferenças significativas na composição multivariada entre estações climáticas (seco e chuvoso, $F = 12.26$, $R^2 = 0.095$, $p = 0.001$) e entre áreas ($F = 18.74$, $R^2 = 0.246$, $p = 0.001$), sendo o fator “Área” a principal fonte de variação.

3.1 Parâmetros biogeoquímicos (Eh e pH)

O potencial Redox (Eh) e o pH apresentaram variações espaciais e temporais significativas ($p < 0,05$). No que diz respeito aos valores de Eh, o teste pós-hoc de Dunn revelou que apenas a área AP apresentou diferença significativa em relação às demais, enquanto as áreas REC e MG não diferiram entre si ($AP \neq REC = MG$). Valores de Eh significativamente mais baixo foram observados na área de manguezal preservado (MG: média total $+6 \pm 109$ mV) e na área em recuperação (REC: $+34 \pm 143$ mV), sugerindo condições mais redutoras. em contraste a isso, a área degradada (Apicum - AP) apresentou valores mais elevados ($+204 \pm 54$ mV; Tabela 1).

Tabela 1 - Teste de Kruskal–Wallis (Diferenças entre Áreas)

Variáveis	Valor (<i>p</i>)	Área de estudo		
		AP	REC	MG
Eh (mV)	<0,001	204 \pm 54 ^a	34 \pm 143 ^b	6 \pm 109 ^b
pH	<0,001	7,3 \pm 1,2 ^a	7,0 \pm 0,5 ^b	6,7 \pm 0,6 ^b
PEx (mg.Kg ⁻¹)	0,5	0,0 \pm 0,0 ^a	0,0 \pm 0,0 ^a	0,0 \pm 0,0 ^a
PFe (mg.Kg ⁻¹)	0,159	12,0 \pm 16,0 ^a	23,9 \pm 27,1 ^a	13,9 \pm 18,0 ^a
PAI (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	2,7 \pm 3,9 ^a	11,2 \pm 10,1 ^b	46,2 \pm 35,0 ^c
PAH (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	0,9 \pm 1,6 ^a	5,3 \pm 5,8 ^b	23,0 \pm 19,7 ^c
PCa (mg.Kg ⁻¹)	0,032	11,8 \pm 9,3 ^a	17,0 \pm 9,0 ^b	12,7 \pm 6,0 ^{ab}
PHm (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	3,1 \pm 9,8 ^a	8,7 \pm 8,1 ^b	24,2 \pm 16,4 ^c
Pseudo-total P (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	30,7 \pm 23,3 ^a	64,1 \pm 40,4 ^b	123,3 \pm 69,4 ^c

Notas: Os valores representam Média \pm Desvio padrão. O valor de *p* na coluna principal refere-se ao teste de Kruskal-Wallis. Letras minúsculas distintas na mesma linha indicam diferenças significativas entre as áreas de estudos identificadas pelo teste pós-hoc de Dunn ($p < 0,05$).

Fonte: Autor 2026.

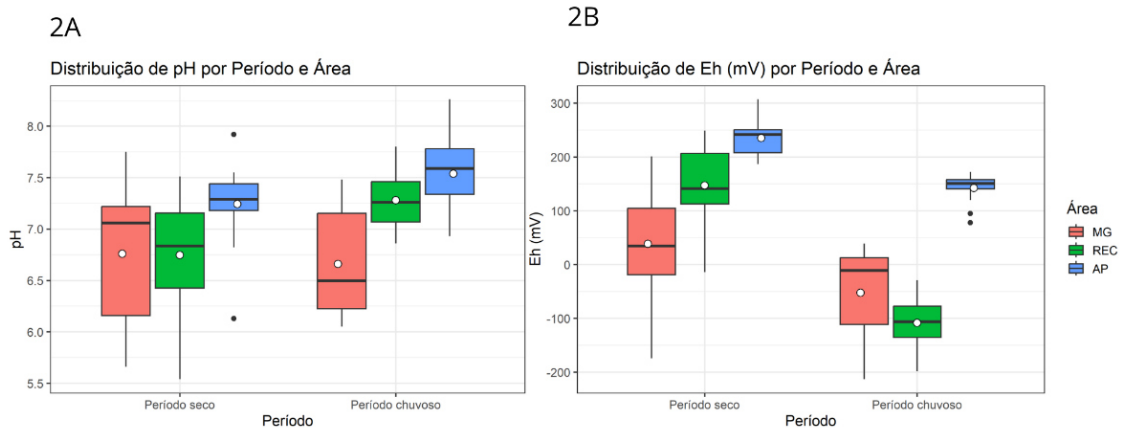
Houve também uma variação sazonal significativa no Eh (Teste de Mann-Whitney $p = 8,91 \times 10^{-10}$), com maiores valores médios observados durante o período seco ($+142 \pm 111$ mV) em comparação com a época chuvosa (-24 ± 120 mV; Tabela 2 e Figura 2A).

Tabela 2 - Teste de Mann-Whitney (Diferenças entre períodos)

Variáveis	Valor (p)	Período	
		Seco	Chuvoso
Eh (mV)	<0,001	142 ± 111	-24 ± 120
pH	0,014	$6,9 \pm 1,0$	$7,17 \pm 0,5$
PEx (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	$0,0 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,0$
PFe (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	$24,4 \pm 22,3$	$4,1 \pm 13,6$
PAI (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	$29,4 \pm 33,6$	$7,1 \pm 6,3$
PAH (mg.Kg ⁻¹)	0,031	$10,8 \pm 18,1$	$8,6 \pm 9,2$
PCa (mg.Kg ⁻¹)	>0,05	$13,5 \pm 9,3$	$15,0 \pm 7,2$
PHm (mg.Kg ⁻¹)	<0,001	$17,0 \pm 16,1$	$5,2 \pm 8,3$
Pseudo-total P (mg.Kg ⁻¹)	0,003	$95,2 \pm 66,6$	$39,1 \pm 21,3$

Fonte: Autor (2026)

Figura 2 – Caracterização das condições físico-químicas (Eh e pH) nas áreas de estudo, durante os dois períodos avaliados



Notas: Figura 2A: Gráfico representando a distribuição de pH por período e área; Figura 2B: Gráfico de Eh representando a distribuição por período e área.

Fonte: Autor 2026.

A análise por área revelou que o Eh foi significativamente diferente entre os períodos em AP, REC, MG. A área AP manteve os maiores valores em ambas as estações (AP: $+142 \pm 28$ mV no chuvoso e $+237 \pm 31$ mV no período seco). As áreas com vegetação (REC e MG) tornaram-se redutoras no período chuvoso (MG: -52 ± 90 mV; REC: -108 ± 47 mV; Tabela 3).

Tabela 3 - Teste de Mann–Whitney (Diferenças de Áreas entre períodos)

Variáveis	Período	Área de estudo		
		AP	REC	MG
Eh (mV)	Seco	$237 \pm 31^{***}$	$151 \pm 70^{***}$	$39 \pm 107^*$
	Chuvoso	142 ± 28	-108 ± 47	-52 ± 90
pH	Seco	$7,3 \pm 1,5^*$	$6,80 \pm 0,51^{***}$	$6,8 \pm 0,7^{ns}$
	Chuvoso	$7,5 \pm 0,4$	$7,3 \pm 0,2$	$6,7 \pm 0,5$
PEx (mg.Kg ⁻¹)	Seco	$0,0 \pm 0,0^{***}$	$0,0 \pm 0,0^{***}$	$0,0 \pm 0,0^{***}$
	Chuvoso	$0,1 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,0$	$0,1 \pm 0,0$
PFe (mg.Kg ⁻¹)	Seco	$17,1 \pm 15,6^{***}$	$41,0 \pm 27,4^{***}$	$16,6 \pm 15,9^{***}$
	Chuvoso	$3,7 \pm 13,2$	$2,7 \pm 6,3$	$6,9 \pm 21,9$
PAI (mg.Kg ⁻¹)	Seco	$3,2 \pm 4,6^{ns}$	$16,6 \pm 11,5^{**}$	$65,0 \pm 31,4^{***}$
	Chuvoso	$2,0 \pm 2,2$	$6,6 \pm 5,9$	$12,6 \pm 5,2$
PAH (mg.Kg ⁻¹)	Seco	$0,5 \pm 1,4^{***}$	$4,8 \pm 6,6^{ns}$	$25,5 \pm 23,4^{ns}$
	Chuvoso	$1,6 \pm 1,8$	$6,3 \pm 5,1$	$18,6 \pm 9,8$
PCa (mg.Kg ⁻¹)	Seco	$10,2 \pm 8,7^{ns}$	$19,6 \pm 10,2^{ns}$	$12,3 \pm 6,3^{ns}$
	Chuvoso	$14,5 \pm 9,9$	$16,3 \pm 6,3$	$13,6 \pm 5,4$
PHm (mg.Kg ⁻¹)	Seco	$1,5 \pm 2,4^{ns}$	$14,3 \pm 9,0^{***}$	$33,8 \pm 12,2^{***}$
	Chuvoso	$1,6 \pm 2,3$	$3,6 \pm 1,7$	$7,1 \pm 3,9$
Pseudo-total P (mg.Kg ⁻¹)	Seco	$32,6 \pm 23,4^{ns}$	$96,3 \pm 37,2^{***}$	$153,2 \pm 62,0^{***}$
	Chuvoso	$23,2 \pm 22,7$	$35,1 \pm 12,0$	$55,9 \pm 20,7$

Notas: Valores expressos como média \pm desvio padrão. Asteriscos indicam diferença significativa entre os períodos: ^{ns} (não significativo); * ($p < 0,05$); ** ($p < 0,01$); *** ($p < 0,001$).

Fonte: Autor (2026).

Os valores de pH, por sua vez, apresentaram diferenças significativas entre as áreas avaliadas (Teste de Kruskal-Wallis $p = 3,60 \times 10^{-12}$). O teste de pós-hoc de Dunn indicou que AP difere significativamente de MG e REC, mas não houve diferença significativa entre REC e MG. Os valores mais baixos de pH foram encontrados em MG: (média $6,72 \pm 0,61$), seguido por REC ($7,00 \pm 0,49$) e AP ($7,36 \pm 1,23$; Tabela 1).

Quanto a sazonalidade, o pH se mostrou significativamente superior na época chuvosa (média geral $7,17 \pm 0,50$) em relação ao período seco ($6,92 \pm 0,98$). Em ambos os períodos, a área AP apresentou os maiores valores de pH ($7,54 \pm 0,36$ no chuvoso e $7,26 \pm 1,49$ no seco), enquanto a área em recuperação apresentou ($7,28 \pm 0,25$ no chuvoso e $6,80 \pm 0,51$ no seco) e a de mangue apresentou ($6,66 \pm 0,51$ no chuvoso e $6,76 \pm 0,67$ no seco; Tabela 3 e Figura 2B).

3.2 Fracionamento de fósforo

O fracionamento sequencial de P apresentou diferenças significativas entre áreas e estações. O conteúdo de P pseudo-total foi significativamente diferente entre as áreas (Kruskal-Wallis $p = 9,33 \times 10^{-15}$). O teste de Dunn indicou que todas as áreas diferem significativamente entre si (AP \neq REC \neq MG). Os teores mais altos foram observados na área de mangue (Mg: média $123,3 \pm 69,4 \text{ mg.Kg}^{-1}$), seguido pela área em recuperação (REC: $64,1 \pm 40,4 \text{ mg.Kg}^{-1}$), e por último a área de apicum (AP: $30,7 \pm 23,3 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Adicionalmente, o conteúdo de P pseudo-total foi significativamente maior durante o período seco (Mann-Whitney $p = 6,21 \times 10^{-3}$) (média $95,2 \pm 66,6 \text{ mg.Kg}^{-1}$) do que no período chuvoso (média $39,1 \pm 21,3 \text{ mg.Kg}^{-1}$).

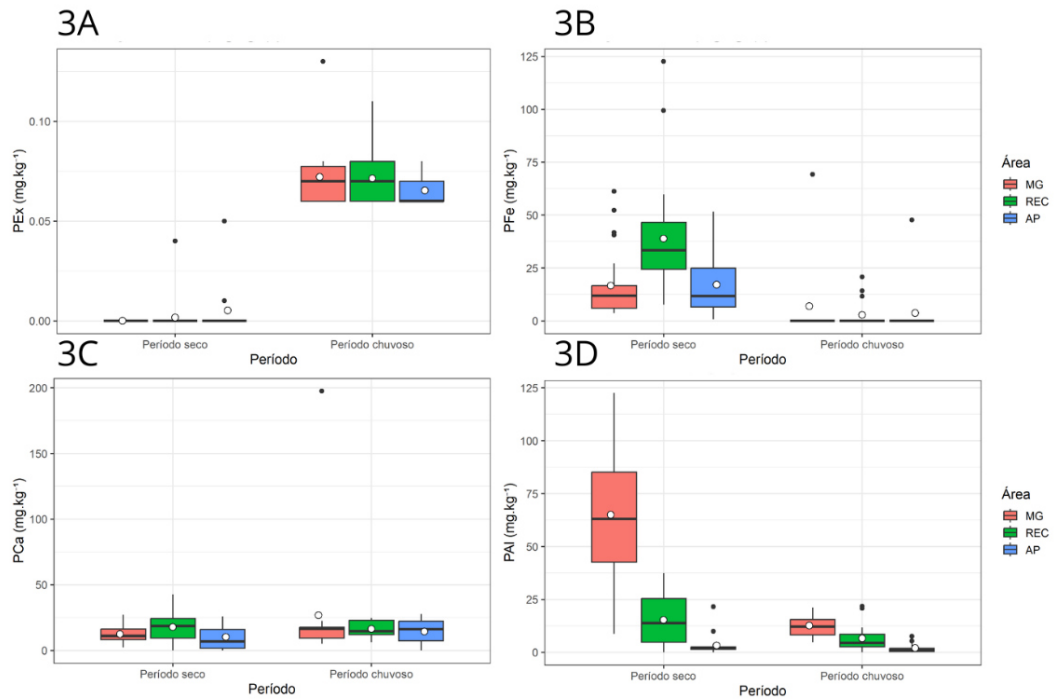
As formas inorgânicas de P (PAI, PFe, PCa) foram, de modo geral, as mais importantes quando comparadas as formas orgânicas (PHm e PAH). A fração menos importante em ambos os períodos foi a PEx, seguida pelas frações orgânicas (PHm e PAH; Tabela 1).

Apenas a fração PCa não apresentou diferença significativa entre os períodos avaliados no teste de Mann-Whitney ($p > 0,05$), no período seco, a fração PAI ($29,4 \pm 33,6 \text{ mg.Kg}^{-1}$) foi a mais importante, enquanto no chuvoso, a PCa ($15,0 \pm 7,2 \text{ mg.Kg}^{-1}$) foi a dominante.

3.2.1 Área Apicum

A área AP apresentou dominância de P em suas formas inorgânicas em ambos os períodos. O PFe foi a fração dominante no período seco ($17,1 \pm 15,6 \text{ mg.Kg}^{-1}$), e o PCa foi a mais elevada no período chuvoso ($14,5 \pm 9,9 \text{ mg.Kg}^{-1}$). A variação sazonal foi significativa para PEx, PFe, PAH ($p = < 0,001$; $< 0,001$; $0,004$, respectivamente). As frações PEx e PAH apresentaram teores mais elevados na época chuvosa (PEx: $0,1 \pm 0,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$; PAH: $1,9 \pm 2,2 \text{ mg.Kg}^{-1}$) em comparação com a época seca (PEx: $0,0 \pm 0,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$; PAH: $0,5 \pm 1,4 \text{ mg.Kg}^{-1}$; Figura 3A e 4A). Enquanto isso, a fração PFe apresentou valores significativamente maiores ($p > 0,05$) na época seca ($17,1 \pm 15,6 \text{ mg.Kg}^{-1}$) quando comparado com a época chuvosa ($3,7 \pm 13,2 \text{ mg.Kg}^{-1}$, Figura 3B). As demais frações não apresentaram variação sazonal significativa ($p > 0,05$; Tabela 3).

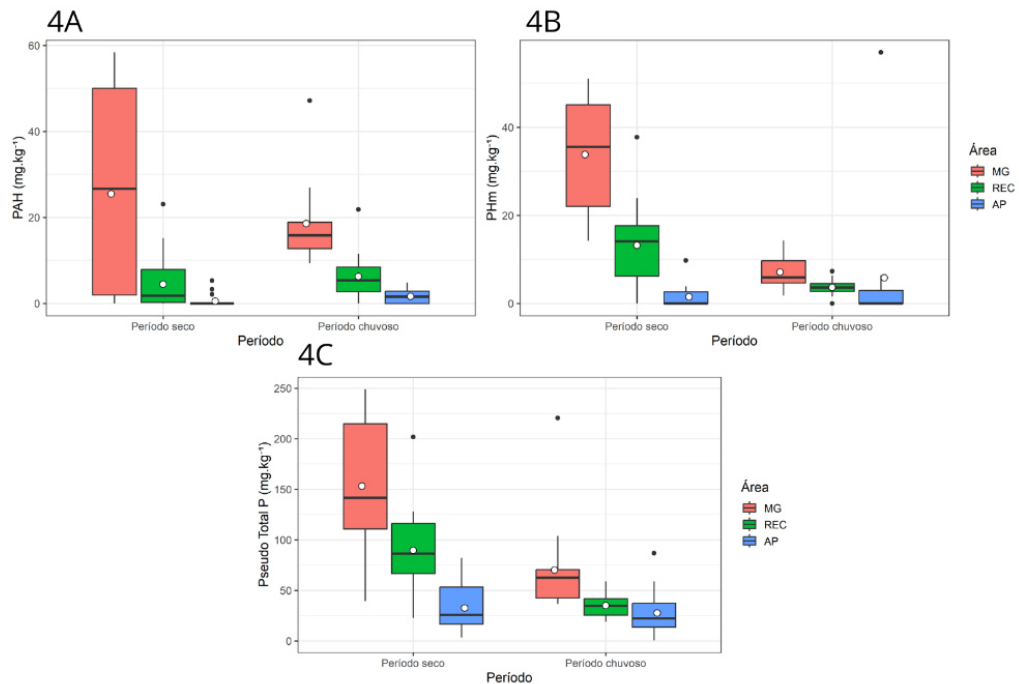
Figura 3 - Distribuição de PEx, PFe, PCa e PAI por período e área



Notas: Figura 3A: distribuição de PEx por período e área; Figura 3B: distribuição de PFe por período e área; Figura 3C: distribuição de PCa por período e área; Figura 3D: distribuição de PAI por período e área.

Fonte: Autor 2026.

Figura 4 - Distribuição de PAH, PHm e Pseudo-total P por período e área



Notas: Figura 4A: distribuição de PAH por período e área; Figura 4B: distribuição de PHm por período e área; Figura 4C: distribuição de Pseudo Total P por período e área.

Fonte: Autor 2026.

3.2.2 Área em Recuperação

A área REC também apresentou dominância de formas inorgânicas (PFe, PCa e PAI). PFe foi a fração dominante no período seco ($41,0 \pm 27,4 \text{ mg.Kg}^{-1}$), PCa prevaleceu no período chuvoso ($16,27 \pm 6,27 \text{ mg.Kg}^{-1}$). Houve variação sazonal significativa para PEx, PFe, PAI e PHm. PEx foi maior na época chuvosa ($0,1 \pm 0,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$) quando comparada com a época seca ($0,0 \pm 0,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$). PAI e PHm apresentaram teores significativamente maiores na estação seca (PAI: $16,6 \pm 11,5 \text{ mg.Kg}^{-1}$; PHm: $14,3 \pm 9,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$) em comparação com a estação chuvosa (PAI: $6,6 \pm 5,9 \text{ mg.Kg}^{-1}$; PHm: $3,6 \pm 1,7 \text{ mg.Kg}^{-1}$). As demais frações PCa ($17,0 \pm 9,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e PAH ($5,3 \pm 5,8 \text{ mg.Kg}^{-1}$) não apresentaram variação sazonal significativa.

3.2.3 Área de manguezal

O manguezal estabilizado apresentou dominância de PAI no período seco e PAH no período chuvoso, as frações PEx, PAI e PHm apresentaram variação sazonal significativa ($p < 0,001$; $< 0,001$; $< 0,001$, respectivamente). PEx teve os maiores valores na época chuvosa ($0,1 \pm 0,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$) em comparação com a época seca ($0,0 \pm 0,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$). PAI e PHm tiveram seus maiores teores na época seca (PAI: $65,0 \pm 31,4 \text{ mg.Kg}^{-1}$ e PHm: $33,8 \pm 12,2 \text{ mg.Kg}^{-1}$) quando comparados com a época chuvosa (PAI: $12,6 \pm 5,2 \text{ mg.Kg}^{-1}$ e PHm: $7,1 \pm 3,9 \text{ mg.Kg}^{-1}$). As demais frações não apresentaram variação sazonal significativa ($p > 0,05$). As frações com maiores teores médios gerais foram PAH ($23,0 \pm 19,7 \text{ mg.Kg}^{-1}$), PFe ($13,9 \pm 18,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$) e PCa ($12,7 \pm 6,0 \text{ mg.Kg}^{-1}$).

4 DISCUSSÃO

4.1 Caracterização físico-química

De acordo com Oliveira Filho (2012) e Milen (2025), o solo do estuário do rio Pacoti apresenta textura arenosa, com valores que ultrapassam 80% de areia em sua composição. Segundo a lógica discutida por Otero et al. (2009), ambientes com maior porosidade facilitam a difusão de oxigênio no solo, resultando em valores de Eh elevados, essa oxigenação promove a oxidação de sulfetos de ferro (como a pirita) acumulados no solo, processo que acidifica o meio e ocasiona a queda do pH. Ao analisar a dinâmica sazonal, as áreas de Apicum (AP) e Recuperação (REC) corroboram estritamente essa teoria: no período seco, as áreas apresentaram os maiores valores de Eh devido à menor saturação hídrica, o que é acompanhado

por uma descida correspondente no pH, evidenciando a ativação dos processos de oxidação (Figura 2/Tabela 3).

No panorama geral, observa-se um gradiente onde o Eh é mais elevado no AP e vai reduzindo em direção ao MG (Tabela 1). Essa variação ocorre porque as áreas de apicum situam-se em cotas topográficas mais elevadas, enquanto o MG ocupa as áreas mais baixas e planas, permanecendo saturado por mais tempo, o que impede a entrada de oxigênio e mantém o Eh menor. O MG apresenta um comportamento distinto das demais áreas devido a esse maior tempo de saturação. No período chuvoso, observa-se a queda simultânea do Eh e do pH em todo o sistema do MG. Isso ocorre porque o aumento da quantidade de água preenche os poros do solo e expulsa o oxigênio atmosférico, estabelecendo condições redutoras. Esse processo é potencializado no MG, onde a topografia plana favorece o acúmulo de água e a manutenção do sedimento saturado por períodos mais longos.

4.2 Fracionamento de Fósforo no Estuário

De forma geral, o conteúdo de fósforo no estuário do Rio Pacoti foi dominado pelas formas inorgânicas (PAI, PFe, PCa – Tabela 2), em detrimento das frações orgânicas. Este padrão de dominância inorgânica já foi constatado em estudos anteriores (Oliveira Filho, 2012). O P pseudo-total apresentou valores significativamente superior no manguezal (MG: 123,34 mg/Kg¹) comparado ao apicum (AP: 30,65 mg/Kg¹), reforçando a eficiência das áreas vegetadas na retenção de nutrientes (Silva et al., 2024).

A análise sazonal revelou uma alteração na dominância das frações, em que a fração PAI ($29,4 \pm 33,6$ mg.Kg⁻¹, tabela 2) foi a mais representativa no sistema durante o período seco. Segundo Oliveira Filho (2012), a relevância desta fração em estuários cearenses pode estar ligada à adsorção de fósforo em óxidos de alumínio, que apresentam elevada estabilidade sob as condições de Eh elevado observadas na seca (Figura 2B), contudo, tal fração sofreu uma redução drástica com a chegada do período chuvoso.

Essa sazonalidade pode ser explicada, do ponto de vista químico, pelo aumento do pH observado principalmente nas áreas de apicum e recuperação, que sofreram um processo de alcalinização. Segundo Lijklema (1980), o aumento do pH eleva a concentração de íons hidroxila (OH⁻) no meio, o que aumenta a competitividade destes íons com o fosfato pelos sítios de troca do alumínio. Esse mecanismo de competição iônica desestabiliza a ligação do fósforo com o metal, favorecendo a sua liberação para coluna d'água ou intersticial. Agora do ponto de vista físico, a queda acentuada dessa fração pode ser atribuída à remoção física das partículas menores do solo (Fração argila). Andrieux-Loyer e Aminot (2001) demonstraram que o PAI

está preferencialmente concentrado na fração fina do solo (<63 micrômetros).

No período chuvoso, verificou-se uma transição para a dominância da fração PCa ($15,0 \pm 7,2$ mg.Kg⁻¹, Tabela 2). Além disso, PCa foi a única fração que não sofreu variação sazonal significativa. Conforme discutido por Paludan e Morris (1999), na caracterização dos estoques de fósforo em sedimentos estuarinos, a fração PCa é estabilizada pela constante oferta de carbonatos da água do mar. Os autores destacam que, diferentemente das frações associadas ao ferro, o reservatório de fósforo ligado ao cálcio apresenta uma taxa de troca quase insignificante com a água intersticial, o que explica a estabilidade desta fração frente às variações sazonais observadas neste estudo (Tabela 2 e 3).

Em contraste, as frações ligadas ao ferro (PFe) mostraram-se mais sensíveis à sazonalidade. A redução de teores de PFe na transição para o período chuvoso, especialmente no Apicum (de 17,1 para 3,7 mg.Kg⁻¹), é um reflexo direto da queda do potencial redox (Eh). Tal como explicado por Silva et al. (2024) e Oliveira Filho (2012), sob as condições redutoras (anóxicas) induzidas pelo encharcamento do solo, ocorre a dissolução redutiva dos óxidos de ferro, liberando o fósforo associado para a água intersticial e alterando o balanço das frações sólidas no sedimento.

Os maiores teores de PEx no período chuvoso sugerem que a redução do Eh promove a liberação do fósforo anteriormente retido nas fases minerais (Tabela 2). Conforme observado por Oliveira Filho (2012) em manguezais do Ceará, a baixa representatividade desta fração no solo indica que o fósforo prontamente disponível é rapidamente consumido pela biota ou imobilizado pelas fases minerais. No período chuvoso, o encharcamento do solo reduz o potencial redox, criando um ambiente anóxico que favorece a dissolução redutiva dos óxidos e hidróxidos de ferro. Esse processo libera o fosfato anteriormente adsorvido, elevando os teores de PEx no sistema. Este mecanismo é evidenciado pela redução simultânea e significativa das frações PFe e PAI na transição para o período chuvoso (Tabela 2).

A diminuição da fração PAI sugere que o alumínio, embora não seja sensível ao redox como o ferro, pode estar sofrendo processos de dessorção influenciados pela mudança na força iônica (salinidade) ou pH no período chuvoso. Conforme discutido por Silva et al. (2024) e Oliveira Filho (2012), a instabilidade das frações metálicas sob condições de saturação hídrica é a principal fonte de liberação de fósforo para a água intersticial em manguezais, aumentando a sua biodisponibilidade momentânea para a comunidade fitoplanctônica.

As frações orgânicas de fósforo (PAH e PHm) apresentaram teores significativamente mais elevados no período seco, o que configura um comportamento atípico para o estuário do Rio Pacoti (Tabela 2). Esse resultado diverge do padrão observado em estudos de manguezais

do semiárido cearense, onde os maiores valores de fósforo orgânico costumam ser registrados no período chuvoso em resposta ao maior aporte de carbono orgânico total (OLIVEIRA FILHO, 2012). Teoricamente, a maior oxigenação e a porosidade do solo na estiagem deveriam acelerar a mineralização da matéria orgânica por microrganismos aeróbicos, reduzindo os estoques dessas frações no período seco (OTERO, 2000; FERREIRA et al., 2007). Contudo, a redução observada durante o período chuvoso indica que a perda dessas frações, seja por decomposição ou pelo fluxo das águas, foi superior à quantidade de material vegetal que entrou no sistema. Nesse sentido, levanta-se a hipótese de que a intensidade das chuvas no período avaliado tenha promovido um efeito de lavagem no sedimento arenoso, removendo os compostos orgânicos antes de sua estabilização no solo, o que resultou em teores menores durante a estação úmida.

4.3 Comparação Apicum – Mangue

Os resultados sugerem uma diferenciação nos mecanismos de controle do fósforo entre as áreas estudadas. No Apicum (AP), a estabilidade da fração PCa e sua dominância no período chuvoso indicam uma governança mineral ditada pelo regime das marés, que atua como fonte constante de cálcio e carbonatos, conforme descrito por Paludan e Morris (1999).

Em contraste, o Mangue preservado (MG) exhibe uma governança biológica, onde a predominância da fração PAH no período chuvoso reflete o papel da vegetação no aporte de MOS. Como observado por Otero et al. (2009), a presença de florestas de mangue altera a composição do substrato em relação aos sedimentos não colonizados, tornando o ciclo do fósforo mais dependente da atividade biológica e da decomposição da MOS acumulada.

Embora a área REC ainda apresente traços geoquímicos do apicum como o Eh alto no período seco (Tabela 3), o aumento da fração PAH no período chuvoso indica o início da funcionalidade biológica do solo. De acordo com Milien (2025), o processo de restauração no estuário do Rio Pacoti promove um aumento significativo nos teores de COT e na complexidade das substâncias húmicas em relação às áreas degradadas. Assim, o incremento da fração (PAH) observado neste estudo reflete a estabilização da MOS descrita por Milien (2025), sinalizando que a área em recuperação está evoluindo para um estágio de maior retenção de nutrientes.

5 CONCLUSÃO

A colonização de áreas de apicum por manguezais altera significativamente a dinâmica do fósforo no solo do estuário do Rio Pacoti devido ao aumento expressivo nos teores de pseudo-total P na área em recuperação em relação ao apicum. Este avanço demonstra que o reflorestamento é capaz de reestabelecer a capacidade de retenção de nutrientes e recuperar serviços ecossistêmicos essenciais.

Os dados confirmaram uma marcante sazonalidade em quase todos os parâmetros analisados, tendo a variação do potencial redox e do pH como os pilares na redistribuição das frações de fósforo. Enquanto o período seco favoreceu o acúmulo de frações orgânicas (PAH e PHm) e inorgânicas associadas a metais (PAI, PFe e PCa), o período chuvoso promoveu a mobilização do fósforo para formas mais biodisponíveis. Em suma, a similaridade crescente na dinâmica de especiação entre as áreas REC e MG indica que o processo de restauração ambiental está sendo bem-sucedido, promovendo o retorno da complexidade biogeoquímica típica de manguezais saudáveis.

6 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A. G. B. M. et al. Hypersaline tidal flats (apicum ecosystems): the weak link in the tropical wetlands chain. **Environmental Reviews**, v. 22, n. 2, p. 99–109, jun. 2014b. Disponível em: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/er-2013-0026>. Acesso em: 14 nov. 2025.

ALBUQUERQUE, A. G. B. M. et al. Soil genesis on hypersaline tidal flats (apicum ecosystem) in a tropical semi-arid estuary (Ceará, Brazil). **Soil Research**, v. 52, n. 2, p. 140, 2014a. Disponível em: <http://www.publish.csiro.au/?paper=SR13179>. Acesso em: 20 nov. 2025.

ALONGI, D. M. Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. **Annual Review of Marine Science**, v. 6, n. 1, p. 195–219, 2014. Disponível em: <http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-marine-010213-135020>. Acesso em: 19 nov. 2025.

ALONGI, D. M. Mangroves. In: KENNISH, M. J. (Ed.). **Encyclopedia of Estuaries**. 1. ed. [s.l.] Springer Netherlands, 2016. p. 393–404.

ALONGI, D. M. **The Energetics of Mangrove Forests**. New York: Springer, 2009. 221 p.

BARCELLOS, D. et al. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 142, p. 58–63, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X19302152>. Acesso em: 1 out. 2025.

BARCELLOS, D. et al. Short-term Fe reduction and metal dynamics in estuarine soils impacted by Fe-rich mine tailings. **Applied Geochemistry**, v. 136, 2022.

BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília, DF: ICMBio, 2018. 178 p. Disponível em: <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/17L00001.pdf>. Acesso em: 2 dez. 2025.

BROWN, D. R. et al. Hypersaline tidal flats as important “blue carbon” systems: A case study from three ecosystems. **Biogeosciences**, v. 18, n. 8, p. 2527–2538, 2021.

CABRAL, R. L. et al. How Do Plants and Climatic Conditions Control Soil Properties in Hypersaline Tidal Flats? **Applied Sciences**, v. 10, n. 21, p. 7624, 29 out. 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2076-3417/10/21/7624>. Acesso em: 4 nov. 2025.

DONATO, D. C. et al. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, v. 4, n. 4, p. 1–5, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo1123>. Acesso em: 5 nov. 2025.

FAQUIN, V. **Nutrição Mineral de Plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 183 p

FELLER, I. C. et al. Biocomplexity in Mangrove Ecosystems. **Annual Review of Marine Science**, v. 2, n. 1, p. 395–417, 1 jan. 2010. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.marine.010908.163809>. Acesso em: 10 out. 2025.

FERREIRA, A. C. et al. Mangrove Recovery in Semiarid Coast Shows Increase of Ecological Processes from Biotic and Abiotic Drivers in Response to Hydrological Restoration. **Wetlands**, v. 42, n. 7, 2022a. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13157-022-01603-0>. Acesso em: 7 set. 2025.

FERREIRA, A. C. et al. New contributions to mangrove rehabilitation/restoration protocols and practices. **Wetlands Ecology and Management**, v. 31, n. 1, p. 89–114, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11273-022-09903-2>. Acesso em: 7 set. 2025.

FERREIRA, J. G.; ANDERSEN, J. H.; BORJA, A.; BRICKER, S. B. et al. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 93, p. 117-131, 2011.

FERREIRA, T. O. et al. Litho-climatic characteristics and its control over mangrove soil geochemistry: A macro-scale approach. **Science of The Total Environment**, v. 811, 2022b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152152>. Acesso em: 5 nov. 2025.

FERREIRA, T. O. et al. Redox processes in mangrove soils under *Rhizophora mangle* in relation to different environmental conditions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 2, p. 484-491, 2007.

GILMAN, E.; ELLISON, J.; COLEMAN, R. Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 124, n. 1–3, p. 105–130, 2007.

GIRI, C. et al. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154–159, jan. 2011. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>. Acesso em: 6 out. 2025.

HOWARD, J. et al. **Coastal blue carbon**: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses. Arlington, VA, USA: Conservation International, 2014.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). **Perfil Básico Municipal 2012**: Aquiraz. Fortaleza: IPECE, 2012. Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/01/Aquiraz.pdf>. Acesso em: 6 out. 2025.

KELLEWAY, J. J. et al. Review of the ecosystem service implications of mangrove encroachment into salt marshes. **Global Change Biology**, v. 23, n. 10, p. 3967–3983, 2017.

LACERDA, L. D. de; MENEZES, M. O. T. de; MOLISANI, M. M. Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 67–72, 2007.

LUGO, A. E.; MEDINA, E. Mangrove Forests. [s.l.: s.n.], p. 343–352, 2014.

MAIA, R. C. **Manguezais do Ceará**. [s.l.: s.n.], p. 55, 2016.

MILIEN, Marie Frantzie. **Characteristics of mangrove soil organic matter in a restoration scenario**: a case study in the Pacoti River Estuary, Ceará, NE-Brazil. 2025. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2025.

MURDIYARSO, D. et al. The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 12, p. 1089–1092, 27 dez. 2015. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/nclimate2734>. Acesso em: 15 set. 2025.

NÓBREGA, G. N. et al. Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO₂ and CH₄) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 542, p. 685–693, jan. 2016. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715309244>. Acesso em: 20 nov. 2025.

NÓBREGA, G. N. et al. Masked diversity and contrasting soil processes in tropical seagrass meadows: the control of environmental settings. **SOIL**, v. 9, n. 1, p. 189–208, 16 mar. 2023. Disponível em: <https://soil.copernicus.org/articles/9/189/2023/>. Acesso em: 1 dez. 2025.

NÓBREGA, G. N. et al. The importance of blue carbon soil stocks in tropical semiarid mangroves: a case study in Northeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 12, p. 369, 18 jun. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8368-z>. Acesso em: 02 dez. 2025.

NÓBREGA, G. N. N. et al. Phosphorus geochemistry in a Brazilian semiarid mangrove soil affected by shrimp farm effluents. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 186, n. 9, p. 5749–5762, 2014.

OLIVEIRA FILHO, Romildo Lopes de. **Dinâmica de fósforo em manguezais impactados por águas residuárias no estado do Ceará**. 2012. 106 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

OTERO, X. L. **Biogeoquímica de metais pesados en ambientes sedimentarios marinos**: I- Fluvisoles de la Ría de Ortigueira (NO Península Ibérica). II – Sedimentos de la Fosa hidrotermal de Guaymas (Golfo de California – México). 2000. 396 f. Tese (Doutorado em Biología) – Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 2000.

OTERO, X. L. et al. Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia – SP, Brazil). **Geoderma**, v. 148, n. 3-4, p. 318-335, 2009.

QUEIROZ, H. M. et al. From sinks to sources: The role of Fe oxyhydroxide transformations on phosphorus dynamics in estuarine soils. **Journal of Environmental Management**, v. 278, jan. 2021b. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479720315000>. Acesso em: 02 nov. 2025.

QUEIROZ, H. M. et al. Manganese: The overlooked contaminant in the world largest mine tailings dam collapse. **Environment International**, v. 146, 2021a.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of The Total Environment**, v. 637–638, p. 498–506, out. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>. Acesso em: 14 set. 2025.

REIS-NETO, A.; MEIRELES, A.; CUNHA-LIGNON, M. Natural Regeneration of the Mangrove Vegetation on Abandoned Salt Ponds in Ceará, in the Semi-Arid Region of Northeastern Brazil. **Diversity**, v. 11, n. 2, p. 27, 23 fev. 2019. Disponível em: <http://www.mdpi.com/1424-2818/11/2/27>. Acesso em: 7 out. 2025.

RIBEIRO, S. R. et al. Allogenic and autogenic effects on mangrove dynamics from the Ceará Mirim River, north-eastern Brazil, during the middle and late Holocene. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 43, n. 8, p. 1622–1635, 30 jun. 2018. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/esp.4342>. Acesso em: 17 out. 2025.

ROGERS, K.; SAINTILAN, N.; CAHOON, D. Surface elevation dynamics in a regenerating mangrove forest at Homebush Bay, Australia. [**s.l.: s.n.**], p. 587–598, 2009.

SARTOR, L. R. et al. Role of Redox Processes in the Pedogenesis of Hypersaline Tidal Flat Soils on the Brazilian Coast. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, n. 5, p. 1217, 2018.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. Variability of Mangrove Ecosystems along the Brazilian Coast. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 204, jun. 1990. Disponível em: <http://link.springer.com/10.2307/1351590>. Acesso em: 18 out. 2025.

SIKAMÄKI, J.; SANCHIRICO, J. N.; JARDINE, S. L. Global economic potential for reducing carbon dioxide emissions from mangrove loss. **PNAS**, v. 109, n. 36, 2012.

SILVA, E. V.; SOUZA, M. M. de A. Main forms of use and occupation of the mangroves of the State of Ceará. **Culture and Science Periodicals**, v. 1, n. 1, p. 12–20, 2006.

WALTERS, B. B. et al. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, n. 2, p. 220–236, ago. 2008.

WOODROFFE, C. D. et al. Mangrove Sedimentation and Response to Relative Sea-Level Rise. **Annual Review of Marine Science**, v. 8, p. 243–266, 2016.