



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

LORENA MARIA GOMES SILVA

**COMO A CARCINICULTURA AFETA A DINÂMICA DE FÓSFORO EM SOLOS DE
MANGUEZAIS?**

FORTALEZA

2026

LORENA MARIA GOMES SILVA

COMO A CARCINICULTURA AFETA A DINÂMICA DE FÓSFORO EM SOLOS DE
MANGUEZAIS?

Dissertação apresentada ao Mestrado em
Ciência do Solo da Universidade Federal do
Ceará como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre. Área de Concentração:
Química, Fertilidade e Poluição do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega

FORTALEZA

2026

LORENA MARIA GOMES SILVA

COMO A CARCINICULTURA AFETA A DINÂMICA DE FÓSFORO EM SOLOS DE
MANGUEZAIS?

Dissertação apresentada ao Mestrado em
Ciência do Solo da Universidade Federal do
Ceará como requisito parcial à obtenção do
título de Mestre. Área de Concentração:
Química, Fertilidade e Poluição do Solo.

Aprovada em 26/01/2026

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dr. Arthur Prudêncio de Araújo Pereira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra
Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

A minha mãe Socorro, por sempre me apoiar durante toda essa jornada e por ser o exemplo de mulher e mãe que ela sempre foi, por me mostrar que eu nunca estarei sozinha.

Ao meu padrasto Neto, por ser esse pai incrível que ele sempre foi para mim e minhas irmãs.

As minhas irmãs Ravena e Virna, por me mostrarem que o meu papel na vida é ser irmã e sempre estarem comigo mesmo que fosse para me atormentar o juízo, sem elas eu nada seria.

A minha sobrinha Maria Joana, por ser a luz dos meus dias desde que nasceu, não consigo mensurar e colocar em palavras o tamanho do meu amor por você.

A minha tia Rita, por ter me ajudado e apoiado desde o início.

Ao Natanael, pois sem seu apoio não teria nem mesmo feito a seleção e por sempre estar comigo nos momentos mais difíceis me dando todo apoio do mundo para que eu nunca desistisse de alcançar meus objetivos durante esses 10 anos.

As minhas amigas Ana, Carolina, Natália e Roberta por serem as melhores pessoas que a vida poderia ter me dado e sempre estarem lá quando eu preciso.

Ao meu amigo Israel, por sempre me apoiar e ajudar durante essa jornada, sem ele eu não teria chegado aonde cheguei. Obrigada por tornar os dias mais leves além ser uma fortaleza sempre que eu precisei de ajuda para me manter firme e acreditar mais em mim do que eu mesma o faço.

A minha amiga Katriny, por ser quem é e tornar a vida de todos ao seu redor melhor só com sua presença.

A minha filhota Daphne, que surgiu do nada em minha vida, mas não consigo mais imaginá-la fora dela.

Aos meus amigos Bruno, Matheus, Paula, Victor Hugo, Ruggeri, Joseph, Rosana, Ivo, José Victor, Brendo, Tamia, Vitória e Murilo por serem pessoas maravilhosas e me mostrarem que o mestrado não precisa ser uma caminhada solitária.

Aos meus colegas do grupo de estudos LABECO, em especial a Lorena, Marie e Sharon por estarem sempre dispostas a ajudar e serem pessoas incríveis.

A todos os professores do PPGCS, em especial a prof. Dra. Maria Eugênia Escobar, prof. Dr. Ricardo Espindola Romero, Dr. Arthur Prudêncio de Araújo Pereira por sua dedicação e disponibilidade em ajudar em momentos de aflição.

À agência de fomento CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) por viabilizar a pesquisa por meio de suporte financeiro.

E por último, e talvez mais importante, ao meu orientador, prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega, por todo apoio, dedicação e paciência durante esse período, por confiar e acreditar no meu trabalho muitas vezes mais do que eu mesma nunca duvidando da minha capacidade.

“Talvez o mundo jamais fosse perfeito, talvez algumas coisas jamais fossem corretas, mas quem sabe ela tivesse alguma chance de encontrar o próprio tipo de paz e felicidade.”

(Aelin Galathynius)

RESUMO

Manguezais são ecossistemas costeiros de grande importância ecológica e socioeconômica, reconhecidos pela sua elevada capacidade de armazenamento de carbono e nutrientes. Entretanto, esses ambientes vêm sendo progressivamente degradados por ações antrópicas, principalmente pela carcinicultura, que além de converter extensas áreas em viveiros, libera efluentes ricos em nutrientes como fósforo (P) e nitrogênio (N), que contribuem para o processo de eutrofização e desequilíbrio ecológico. O descarte desses efluentes altera a dinâmica biogeoquímica do solo, principalmente as interações com frações de matéria orgânica (MO) podendo apresentar importantes mudanças na dinâmica do P. O presente trabalho teve como objetivo avaliar como os efluentes da carcinicultura afetam a dinâmica do P em solos de manguezais do semiárido, com foco na relação do P com frações de matéria orgânica e atividade enzimática (fosfatases alcalina e ácida), importantes para a compreensão da atividade microbiana e os ciclos de P no solo. Dessa forma, foram realizadas coletas de amostras de solos pareadas de áreas impactadas e não impactadas em três setores do estuário do Rio Acaraú (Ceará, NE-Brasil), as quais foram caracterizadas as condições físico-químicas, granulometria, além de ser realizado o fracionamento físico da matéria orgânica do solo (MOS), para a determinação de P orgânico e inorgânico nas frações da MOS (MOP e MOAM). Os resultados obtidos apontam um aumento no teor de fósforo total (P_t) nos manguezais afetados com média $143,9 \pm 62,3 \text{ mg kg}^{-1}$ enquanto manguezais não afetados apresentaram média de $88,7 \pm 37,3 \text{ mg kg}^{-1}$, principalmente nas suas formas orgânicas com média de $106,5 \pm 48,5 \text{ mg kg}^{-1}$, assim como apresentou um maior conteúdo de P associado a matéria orgânica particulada (COP; $96,1 \pm 105,0 \text{ mg kg}^{-1}$) e associado a minerais (COAM; $86,9 \pm 50,7 \text{ mg kg}^{-1}$), apesar de não apresentar um aumento significativo no conteúdo de C no solo, com destaque a COP onde foi possível observar um maior aporte e menor estabilização deste P. A atividade enzimática, entretanto, não apresentou diferenças significativas entre as áreas estudadas. Desta forma, observa-se que os efluentes advindos da carcinicultura impactam diretamente na dinâmica de P nos manguezais, aumentando significativamente suas formas mais biodisponíveis e menos estáveis, além de alterar as propriedades físico-químicas das áreas, comprometendo as condições naturais desse solo.

Palavras-chave: ecossistemas de carbono azul; solos hidromórficos; eutrofização; aquicultura.

ABSTRACT

Mangroves are coastal ecosystems of great ecological and socioeconomic importance, recognized for their high capacity to store carbon and nutrients. However, these environments have been progressively degraded by anthropogenic actions, mainly by shrimp farming, which, in addition to converting extensive areas into nurseries, releases effluents rich in nutrients such as phosphorus (P) and nitrogen (N), which contribute to the process of eutrophication and ecological imbalance. The disposal of these effluents alters the biogeochemical dynamics of the soil, mainly the interactions with organic matter (OM) fractions, and may cause important changes in P dynamics. The objective of this study was to evaluate how effluents from shrimp farming affect P dynamics in semi-arid mangrove soils, focusing on the relationship between P and organic matter fractions and enzymatic activity (alkaline and acid phosphatases), which are important for understanding microbial activity and P cycles in the soil. Thus, paired soil samples were collected from impacted and unimpacted areas in three sectors of the Acaraú River estuary (Ceará, NE-Brazil), which were characterized by their physical-chemical conditions and granulometry, in addition to the physical fractionation of soil organic matter (SOM) to determine organic and inorganic P in the SOM fractions (MOP and MOAM). The results obtained indicate an increase in total phosphorus (P_t) content in the affected mangroves, with an average of $143.9 \pm 62.3 \text{ mg kg}^{-1}$, while unaffected mangroves had an average of $88.7 \pm 37.3 \text{ mg kg}^{-1}$, mainly in its organic forms, with an average of $106.5 \pm 48.5 \text{ mg kg}^{-1}$, as well as a higher content of P associated with particulate organic matter (COP; $96.1 \pm 105.0 \text{ mg kg}^{-1}$) and associated with minerals (COAM; $86.9 \pm 50.7 \text{ mg kg}^{-1}$), despite not showing a significant increase in the C content in the soil, with emphasis on COP, where it was possible to observe a greater input and lower stabilization of this P. Enzymatic activity, however, did not show significant differences between the areas studied. Thus, it can be observed that effluents from shrimp farming directly impact P dynamics in mangroves, significantly increasing its more bioavailable and less stable forms, in addition to altering the physical-chemical properties of the areas, compromising the natural conditions of this soil.

Keywords: blue carbon ecosystems; hydromorphic soils; eutrophication; aquaculture.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ca	Cauassu
CaC	Cauassu Afetado
CaM	Cauassu Não Afetado
Cb	Cacimbas
CbC	Cacimbas Afetado
CbM	Cacimbas Não Afetado
COAM	Carbono Orgânico Associado a Minerais
COP	Carbono Orgânico Particulado
COT	Carbono Orgânico Total
COS	Carbono Orgânico do Solo
Cv	Currais Velhos
CvC	Currais Velhos Afetado
CvM	Currais Velhos Não Afetado
FAc	Fosfatase Ácida
FAI	Fosfatase Alcalina
MO	Matéria Orgânica
MOAM	Matéria Orgânica Associada a Minerais
MOP	Matéria Orgânica Particulada
MOS	Matéria Orgânica do Solo

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 OBJETIVOS	12
2.1 Objetivo Geral	12
2.2 Objetivos Específicos	12
3 HIPÓTESES	13
4 MATERIAIS E MÉTODOS	14
4.1 Área de Coleta das amostras de solos	14
4.2 Coleta de Amostras de Solo	15
4.3 Granulometria do Solo	16
4.4 Quantificação do teor de carbono orgânico do solo (COS)	17
4.5 Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo	17
4.6 Determinação das frações de Fósforo total, inorgânico e orgânico	18
4.7 Atividade enzimática da fosfatases (ácida e alcalina)	18
4.8 Análises Estatísticas	19
5 RESULTADOS	20
5.1 Caracterização físico química e granulométrica da área	20
5.2 Conteúdos de P total (Pt), inorgânico (Pi) e orgânico (Po)	22
5.3 Atividade enzimática da fosfatase alcalina (FAI) e ácida (FAc)	24
5.4 Conteúdo de Carbono orgânico total (COT) e frações de matéria orgânica do solo (MOS)	25
5.5 Conteúdo de P nas frações de MOS	26
5.6 Análise Discriminante	27
6 DISCUSSÃO	29
6.1 Efeito do descarte de efluentes nas condições físico-químicas dos solos	29
6.2 Efeito dos efluentes nos conteúdos de Pt, Pi e Po e atividade enzimática	30
6.3 Efeito do descarte de efluentes nos conteúdo de P e nas frações da MOS	31
7 CONCLUSÃO	33
REFERÊNCIAS	34

1 INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e marinhos, colonizados por comunidades vegetais típicas de áreas alagadas pela água do mar, resistentes à alta salinidade da água e oscilações de maré (FRIESS *et al.*, 2019, HAGGER *et al.*, 2022, BUNTING *et al.*, 2022). Estas áreas cobrem aproximadamente 145.068km² de costas tropicais e subtropicais, dentre elas o Brasil é o país com a segunda maior extensão de manguezal no mundo, com cerca de 12.148km² de manguezais em seu território, desde o litoral do Amapá até Santa Catarina (JIA *et al.*, 2023).

Os manguezais são de suma importância para a manutenção de bens e serviços, como sua grande capacidade de retenção de nutrientes e contaminantes, proteção contra tempestades e tsunamis, berçário para peixes, mamíferos e aves (TRÉGAROT *et al.*, 2021, AKRAM *et al.*, 2023, LEE *et al.*, 2014). Além disso, os manguezais são considerados um dos mais importantes sumidouros de carbono (C) devido à sua alta capacidade de produção de matéria orgânica aliada a uma baixa eficiência da decomposição da matéria orgânica nos solos (ATWOOD *et al.*, 2017, NÓBREGA *et al.*, 2019) sendo caracterizados como um dos ecossistemas mais valiosos do planeta (COSTANZA *et al.*, 2014; HERNÁNDEZ-BLANCO *et al.*, 2021)

De fato, os ecossistemas costeiros como os manguezais têm capacidade de armazenamento de C orgânico consideravelmente maior que ecossistemas terrestres e de oceano aberto, sendo responsáveis por mais de 50% do armazenamento do carbono nos oceanos (MCLEOD *et al.*, 2011, ATWOOD *et al.*, 2017, HAGGER *et al.*, 2022, ROVAI *et al.*, 2018). Estes sumidouros de carbono presentes nestes solos são capazes de reduzir a concentração de gases de efeito estufa na atmosfera de forma a mitigar mudanças climáticas (MURDIYARSO *et al.*, 2015, BERNARDINO *et al.*, 2024). A combinação de tolerância a salinidade, baixas taxas de decomposição da matéria orgânica devido às condições anaeróbicas e a incidência solar, tornam esses ecossistemas extremamente eficazes no armazenamento de carbono autóctone, ou seja, retenção do carbono produzido pelo próprio sistema (MENG *et al.*, 2021, KAUFFMAN *et al.*, 2018).

Apesar de sua grande importância, este ecossistema se caracteriza como um dos mais ameaçados pela atividade antrópica decorrente da expansão urbana, industrialização, descarte de efluentes e aquacultura (BONALDI; RODERJAN, 2017, HAGGER *et al.*, 2022, BUNTING *et al.*, 2022). Mesmo carregando um enorme valor para as comunidades costeiras e as espécies a ele interligadas, os manguezais estão sendo destruídos em grande escala, estima-

se que nos últimos 50 anos pelo menos um terço das florestas de mangue foram perdidas (ALONGI, 2002, FRIESS *et al.*, 2019). O Brasil atualmente possui uma política ambiental juridicamente sólida, com legislações criadas por leis federais que visam reduzir a degradação ambiental, entretanto, não foi possível reduzir a degradação de ecossistemas costeiros, principalmente em áreas do litoral das regiões sudeste e nordeste (MAGRIS & BARRETO, 2010).

Nas últimas décadas a aquicultura de camarão expandiu-se por vários estados brasileiros, principalmente nos manguezais nordestinos, que foi responsável por cerca de 99% da produção total de camarão no país no ano de 2011 (ABCC, 2013). De fato, nos últimos dez anos o Ceará se consolidou como o maior produtor de camarão do Brasil, contribuindo com 47,17% do total da produção no país, número 2,18 vezes maior que o Rio Grande do Norte que está em segundo lugar no ranking (ABCC, 2021). Além da mudança do uso da terra, como o desmatamento para a abertura dos tanques, os despejos de efluentes nas áreas do entorno enriquecem o solo com fósforo (P) e nitrogênio (N) e aumentam a emissão de gases de efeito estufa (GEE) presentes nos solos (NÓBREGA *et al.*, 2013, 2016, BARCELLOS *et al.*, 2019). Embora o crescimento da carcinicultura possa trazer benefícios econômicos a curto prazo, os prejuízos ambientais podem por vezes superar as vantagens econômicas em algumas comunidades (PRIMAVERA, 1997, RIVERA-FERRE, 2009, AGARWAL *et al.*, 2019).

Os efluentes despejados em manguezais advindos da carcinicultura é uma das maiores preocupações ambientais em relação à eutrofização da água, poluição do solo e de efeitos nocivos à biota (OUYANG & GUO, 2016, BOTO, 2018). O descarte da água da carcinicultura enriquecida com nutrientes biodisponíveis, dentre eles o fósforo (P), é responsável por desencadear o processo de eutrofização em sistemas marinhos e costeiros (GOMEZ *et al.*, 1999, CARPENTER, 2008, SELMAN, 2008). Além disso, a entrada de P nos ecossistemas de manguezais pode resultar em diversas transformações que afetam a distribuição desse elemento no estuário. No nordeste brasileiro, o aumento significativo de fazendas de carcinicultura está diretamente associado a uma maior utilização de insumos de fertilizantes (KAUTSKY *et al.*, 2000), que adicionam P aos tanques para aumentar o crescimento de fitoplânctons utilizados na alimentação de camarões, entretanto, cerca de 63,5% deste P é retido nos sedimentos dos tanques (PAÉZ-OSUNA *et al.*, 1997).

Neste sentido, o descarte de efluentes de carcinicultura se caracteriza como uma grande ameaça ao funcionamento dos manguezais. Apesar dos últimos avanços científicos na compreensão desses impactos a partir do fracionamento geoquímicos das formas de P, ainda é necessário aprofundar o entendimento de como o descarte de efluentes afeta as relações de P e

matéria orgânica do solo visando aprimorar os modelos teóricos sobre esses impactos, bem como compreender os impactos dessas atividades.

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo avaliar como o excesso de fósforo proveniente das atividades de carcinicultura na dinâmica de desse em manguezais, considerando sua relação com as frações de matéria orgânica associado a minerais (MOAM) e particulado (MOP), além da atividade enzimática associada ao ciclo do fósforo.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a relação de P com as frações de MOAM nos solos de mangue afetados e não afetados pela carcinicultura.
- Avaliar a relação de P com as frações de MOP em solos de manguezais impactados pelos efluentes da carcinicultura.
- Avaliar a atividade da enzima fosfatase para compreender o efeito dos efluentes na dinâmica do fósforo no mangue.

3 HIPÓTESES

Solos de manguezais afetados por efluentes da carcinicultura apresentam menor atividade de enzimas fosfatases em comparação a solos não impactados, em função do aumento da disponibilidade de fósforo.

O aporte desses efluentes aumenta o conteúdo de fósforo associado às frações mais lábeis do carbono orgânico, especialmente à matéria orgânica particulada, refletindo alterações nos processos de decomposição e na biodisponibilidade do fósforo.

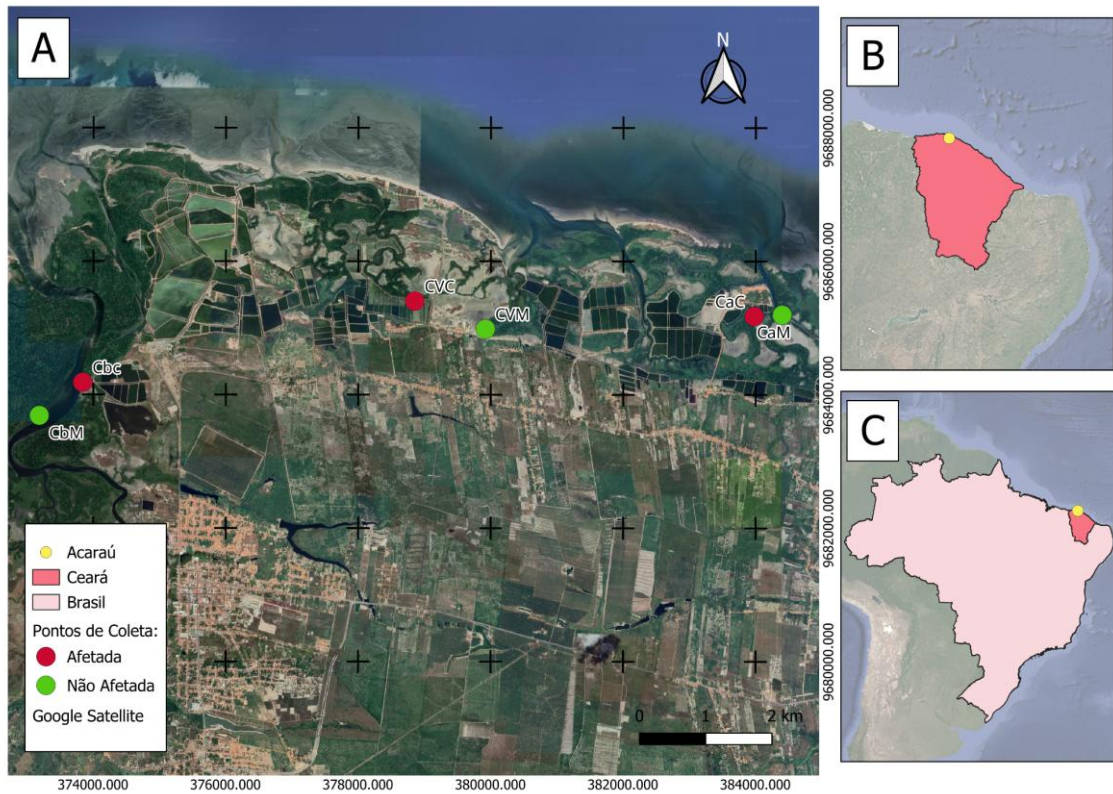
4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Área de Coleta das amostras de solos

Para entender como a atividade da carcinicultura afeta a dinâmica de fósforo em solos de manguezais, as amostras de solo foram coletadas na região estuarina do Rio Acaraú, localizado no município de Acaraú (NO-Ceará, Brasil; ACARAÚ, 2020). O município situa-se sobre sedimentos areno-argilosos, terrenos arenosos de dunas e aluviões do Quaternário com níveis conglomeráticos intercalados (CPRM, 1998). A precipitação anual média é de 1.140 mm e temperatura médias entre 26°C e 28°C região é classificada como Sub-úmida seca, com índice de aridez (IA) de 62,03, de acordo com a classificação de Köppen a área possui clima do tipo BSw'h (FUNCEME, 2024).

Esta região destaca-se na produção de camarão devido a sua potencialidade produtiva, segundo dados do ABCCAM (2017), 58 das 110 fazendas ativas de camarão na região norte do estado (litoral oeste), estão localizadas no município de Acaraú, tendo produzido aproximadamente 16.076 toneladas de camarão no ano de 2015, fazendo com que seja o principal produto de exportação do município no ano de 2006 (ABCCAM, 2017; MDIC, 2025). Considerando que o ecossistema de manguezal do rio Acaraú é de suma importância para a produção pesqueira da região oeste do Ceará, devido ao grande número de fazendas de camarão e de intervenções antrópicas, os manguezais da região tornaram-se frágeis e vulneráveis.

Devido a estes impactos, o presente estudo visou coletar amostras de solos, pareadas (e.g., impactadas e não impactadas) em três setores diferentes: Currais Velhos (Cv), Cauassú (Ca) e Cacimbas (Cb; Figura 1; Figura 2), com objetivo de compreender melhor a variabilidade dos efeitos da carcinicultura.



Figura

1: Localização das áreas de estudo no Estuário do Rio Acaraú (NO-Ceará, Brasil); partindo da esquerda CbM (Cacimbas Não Afetada), CbC (Cacimbas Afetada), CvC (Currais Velhos Afetada), CvM (Currais Velhos Não Afetado), CaC (Cauassú Afetada) e CaM (Cauassú Não Afetada).



Figura 2: Fotografias indicando área de manguezal não impactado – Currais Velhos (CvM; A); O despejo de efluentes e tanques de carcinicultura em Cauassu (CaC; B e C).

4.2. Coleta de Amostras de Solo

Em cada local de estudo, foram coletadas três amostras de solo com o auxílio de um trado amostrador com tubos de PVC de 70 cm de comprimento e 50 mm de diâmetro

acoplados a ele. Posteriormente amostras de solo semi-indeformadas foram coletadas com um amostrador cilíndrico semi-aberto para caracterização das condições físico-químicas (potencial redox – Eh e pH) *in situ*. Os valores de Eh e pH foram aferidos com eletrodos portáteis, de modo que o pH foi conferido com eletrodo de vidro calibrado com soluções padrões de pH 4,0 e 7,0 ao passo que Eh foi medido com um eletrodo de platina ajustado com eletrodo padrão de calomelano.

Após coletadas nos tubos PVC (ao total, nove tubos), as amostras foram seladas e transportadas verticalmente para posterior divisão em cinco intervalos, 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm e 30-50cm, separados e armazenados em sacos plásticos, identificados adequadamente e mantidos sob refrigeração (-20°C) no laboratório para realização das análises.

Posteriormente parte das amostras foi seca em estufa com circulação de ar forçado para a realização das análises de granulometria e fracionamento físico da matéria orgânica, sendo a outra parte mantida congelada para a análise da atividade enzimática.

4.3. Granulometria do Solo

A análise granulométrica foi realizada com base no método desenvolvido por Bouyoucos (1927), utilizando uma combinação de métodos físicos e químicos para dispersão. A dispersão física foi realizada com o auxílio de um agitador horizontal de 250 RPM por 16 horas, enquanto para a dispersão química foi utilizada uma solução de hexametáfosfato de sódio $[\text{Na}(\text{PO}_3)_6]$ 5 g L⁻¹ em uma razão de 20g de solo para 60mL de solução.

A determinação da fração areia foi realizada a partir do peneiramento com utilização de malha de 53 µm, seguida de lavagem com água destilada. As frações de silte e argila foram determinadas com a utilização de um densímetro. A densidade da suspensão de solo foi determinada em dois tempos, o primeiro de 30s e o segundo de 2h, a fração de cada classe de partícula foi calculada posteriormente com base nas equações de porcentagem de areia, silte e argila.

$$\text{Eq. 1. } \% \text{Argila} + \% \text{Silte} = \left[\frac{t1 - \text{Branco}}{TFSE} \right] \times 100 \times f$$

$$\text{Eq. 2. } \% \text{Argila} = \left[\frac{t2 - \text{Branco}}{TFSE} \right] \times 100 \times f$$

$$\% \text{Silte} = \text{Eq. 1} - \text{Eq. 2}$$

$$\% \text{Areia} = 100 - \text{Eq. 1}$$

4.4. Quantificação do teor de carbono orgânico do solo (COS)

A determinação do conteúdo de COS foi realizada utilizando um analisador elementar CHN (Eurovector 3000). Para isso as amostras foram tratadas com HCl 1M, seguida de agitação por 15 minutos para a retirada das formas de carbono inorgânico. Após esse processo as amostras foram deixadas durante uma noite para a completa retirada do C_{inorg} . Em seguida, as amostras foram centrifugadas para a retirada do sobrenadante, secas em estufa a 45°C, maceradas, pesadas em cápsulas de estanho entre 10 e 15 mg e levadas ao analisador elementar (HOWARD *et al.*, 2014).

4.5. Fracionamento Físico da Matéria Orgânica do Solo

A metodologia selecionada para o fracionamento da matéria orgânica do solo teve como base os mecanismos descritos por Lopez-Sangil & Rovira (2013), Cotrufo *et al.* (2019), Leuthold *et al.* (2024) e Ruiz *et al.* (2024). Esta metodologia consiste na divisão das frações de carbono orgânico no solo de acordo com o tamanho das partículas e suas agregações com minerais. O método tem como finalidade de entender a dinâmica do carbono orgânico no solo em razão das frações de carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado a minerais (COAM). Para tanto, é essencial sua divisão a partir de métodos de densidade e tamanho para o isolamento dos componentes distintos funcionalmente, o que permite uma análise mais sólida do sequestro e estabilização de carbono no solo (LEUTHOLD *et al.*, 2024).

Para a realização da análise foi necessário 20g de amostra de solo de massa seca, que foram transferidas para tubos falcon com 60 mL de hexametáfosfato de sódio $[(PO_3)_6]$ 5 g L^{-1} seguida de agitação horizontal de 250 RPM por 16 horas e centrifugação por 15 minutos a $3,000 \times g$, sendo necessário descarte do sobrenadante para retirada de sais solúveis que poderiam interferir no processo de dispersão física. A suspensão foi fracionada por peneiramento úmido com auxílio de peneira com malha de 53 μm . As partículas retidas na peneira foram secas em estufa a 60°C, moídas e peneiradas ($<150 \mu m$) para análise de carbono orgânico, sendo correspondente à matéria orgânica particulada (MOP).

As partículas $<50 \mu m$ foram coletadas em recipientes de vidro, transferidas para tubos falcon contendo 40 mL de água deionizada e submetidas a centrifugação a $6000 \times g$ por 10 minutos para isolamento da fração $<50 \mu m$ que contém a matéria orgânica operacionalmente definida como matéria orgânica associado a minerais (MOAM). Após o fracionamento da matéria orgânica do solo, as frações de MOP e MAOM foram secas e utilizadas na quantificação dos conteúdos de P total, inorgânico e orgânico.

4.6. Determinação das frações de Fósforo total, inorgânico e orgânico

A determinação do fósforo (P) nas frações de matéria orgânicas do solo (e.g., MOP e MOAM) foi realizada seguindo o método descrito por Aspila (1976). Para isto fez-se necessário a determinação do P total (P_t) a partir da incineração da amostra de solo por 2h em mufla a 550°C, seguida da extração com HCl 1M por 16h em temperatura ambiente; e P inorgânico (P_i) que foi extraído com HCl 1M por 16h em amostra seca não carbonizada. O P orgânico (P_o) foi determinado pela diferença entre P_t e P_i .

A quantificação da concentração de P_t e P_i foi realizada pelo método colorimétrico com Azul de Molibdênio, fazendo-se uso de 30g de Ácido Ascórbico como agente redutor, em uma amostra de 5mL do extrato agitado por 1 ou 2 minutos, seguido de espera de 1h para o desenvolvimento de cor. Posteriormente, foi realizada a leitura de sua densidade no aparelho de espectrofotometria com absorvância de onda $\lambda = 660$ nm (STRICKLAND & PARSONS, 1972; TEIXEIRA *et al.*, 2017).

4.7. Atividade enzimática da fosfatases (ácida e alcalina)

Para as análises das enzimas fosfatases (ácida e alcalina) foram utilizadas as metodologias descritas em Tabatai e Bremer (1969).

Para a realização das análises foi necessário a adição de 1g de solo em tubos de ensaio de 20 mL, seguido da adição de 4 mL de MUB, com pH 6,5 para a fosfatase ácida e pH 11 para a fosfatase alcalina, posteriormente fez-se a adição de 1mL de solução de ρ -nitrofenil fosfato de sódio seguido de agitação dos tubos em agitador automático por alguns segundos. Após a agitação, os tubos foram colocados em banho-maria a 35°C pelo período de 1h. Posteriormente, foi adicionado às amostras 1 mL de CaCl_2 0,5M e 4 mL de NaOH 0,5M, seguida de agitação por alguns segundos e filtragem da suspensão em papel filtro tipo Whatman n2v.

As amostras filtradas foram lidas em espectrofotômetro com absorvância de 420 nm. O conteúdo de ρ -nitrofenil do filtrado foi calculado em referência a um gráfico de calibração.

4.8. Análises Estatísticas

Para as análises estatísticas foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis devido à falta de distribuição normal e heterocedasticidade dos dados, sendo considerada mais robusta para dados ambientais por exigir poucas suposições (REIMANN *et al.*, 2008).

Posteriormente se fez uso de uma análise discriminante (AD) com objetivo de desenvolver uma função que proporcione a melhor separação entre as áreas de estudo, com esta análise foi possível realizar a identificação da contribuição relativa das variáveis na distinção dos grupos, ou seja, as variáveis mais importantes para a diferenciação dos locais impactados e não impactados, mas também os locais analisados (REIMANN *et al.* 2008). A análise discriminante foi realizada em duas condições, a primeira para avaliar quais variáveis mais importantes para a diferenciação entre áreas afetadas *versus* áreas não afetadas. A segunda análise discriminante foi realizada considerando os seis pontos estudados, 3 locais (Cacimbas, Currais Velhos e Cauassú) nas duas condições (afetada e não afetada).

5 RESULTADOS

5.1. Caracterização físico-química e granulométrica da área

As áreas estudadas apresentaram valores de pH neutro a levemente alcalino, com valores variando entre 6,9 e 7,2. Considerando as duas condições analisadas, as áreas impactadas (CaC, CbC, CvC) apresentaram valor médio (\pm desvio padrão) igual a $7,0\pm 0,3$, enquanto as áreas não impactadas (CaM, CbM, CvM) apresentaram valor médio igual a $7,1\pm 0,3$ (Figura 3). Quando comparados às áreas afetadas, os valores de pH apresentaram-se estatisticamente iguais nas áreas CaC ($7,1\pm 0,2$) e CbC com média de $7,1\pm 0,1$, a área CvC apresentou média de $6,9\pm 0,3$, seguido de CbM (média: $7,1\pm 0,1$) e CvM com média de $7,1\pm 0$ e CaM ($7,2\pm 0,26$; Figura 3).

Do mesmo modo, os valores de potencial redox apresentaram variação entre as condições impactadas (-23 ± 152 mV) e não impactadas (-117 ± 169 mV), com maiores valores observados em CbC, com média $+133\pm 21$ mV, seguido de CvC ($+97\pm 119$ mV) e CaC ($+105\pm 143$ mV). Quando comparada às áreas não impactadas, os maiores valores foram observados em CbM que apresentou uma média de $+59\pm 23$ mV, seguido de CaM (-140 ± 125 mV), seguido de CvM (-271 ± 124 mV; Figura 3).

Em relação à composição granulométrica (Figura 4), quando analisadas todas as áreas, observa-se um predomínio da fração silte, com médias entre $40,9\pm 10,9\%$ e $42,7\pm 14,2\%$, com os menores valores em Currais Velhos (Cv), tanto na área impactada (CvC: $38,6\pm 20,6\%$) quanto não impactada (CvM: $36,8\pm 12,1\%$), seguido por areia com médias entre $29,0\pm 11,3\%$ (área impactada) e $35,1\pm 15,6\%$ (área não impactada) com os maiores percentagens na área afetada de Cauassú ($32,0\pm 6,1\%$), seguido CvC com média de $31,9\pm 16,1\%$ e CbC com menor percentual de areia dentre as áreas impactadas com média de $21,5\pm 4,0$. Entre as áreas não impactadas, a região de CbM apresentou menor percentagem de areia com média de $17,1\pm 8,6$, seguida de CaM e CvM, com valores de $36,9\pm 6,0\%$ e $46,5\pm 15,1\%$, respectivamente.

Os conteúdos de argila variaram entre $16,7\pm 8,8\%$ e $36,7\pm 7,4\%$, com o menor valor na área não impactada de Currais Velhos (CvM: $16,7\pm 8,8\%$). A região de Cacimbas apresentou maior percentual de argila com $35,8\pm 6,5\%$ na área afetada (CbC) e $36,7\pm 7,4\%$ na área não afetada (CbM), seguido de CvC com média de $29,4\pm 10,7\%$ e CaC com média de $21,3\pm 7,4\%$.

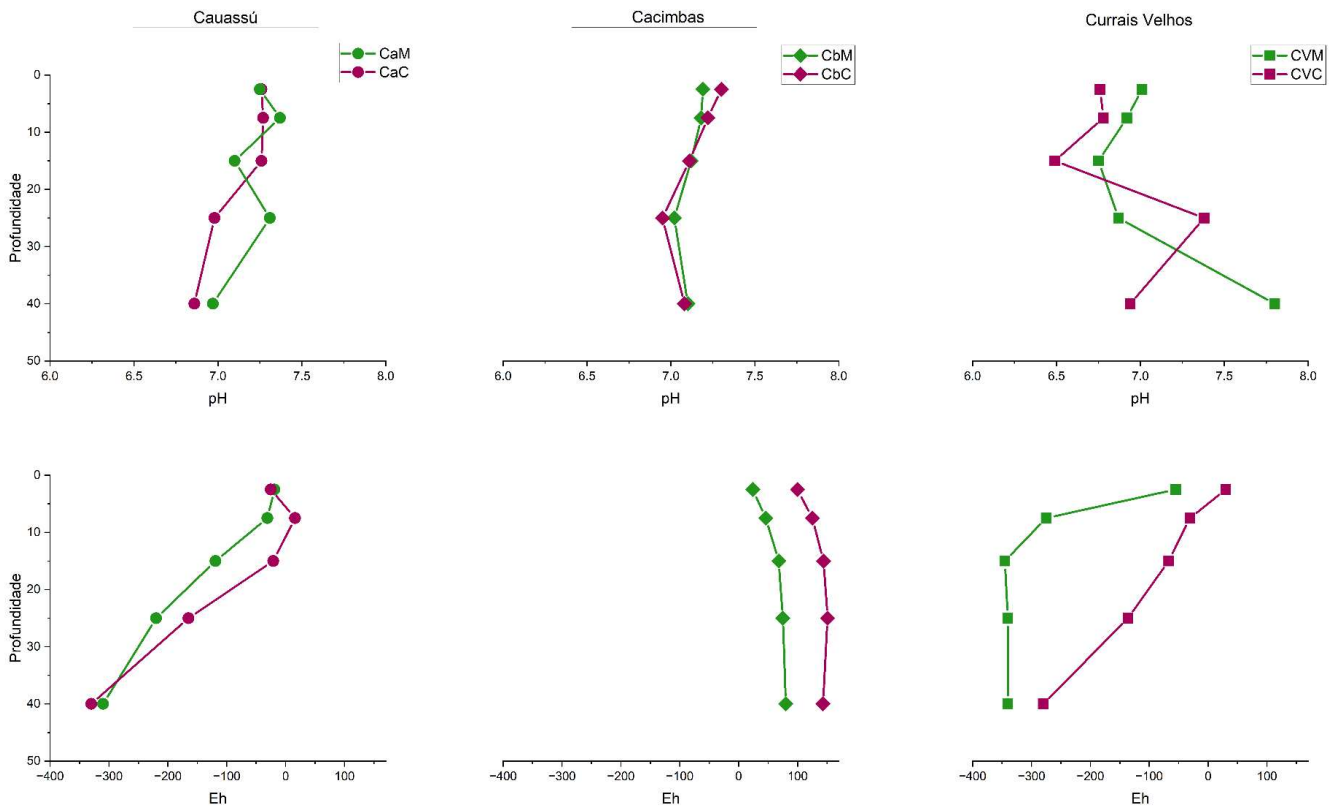


Figura 3: Caracterização físico-química (pH e Eh) das áreas impactadas (CaC, CbC e CvC; linha rosa) e não impactadas (CaM, CbM e CvM; linha verde) estudadas.

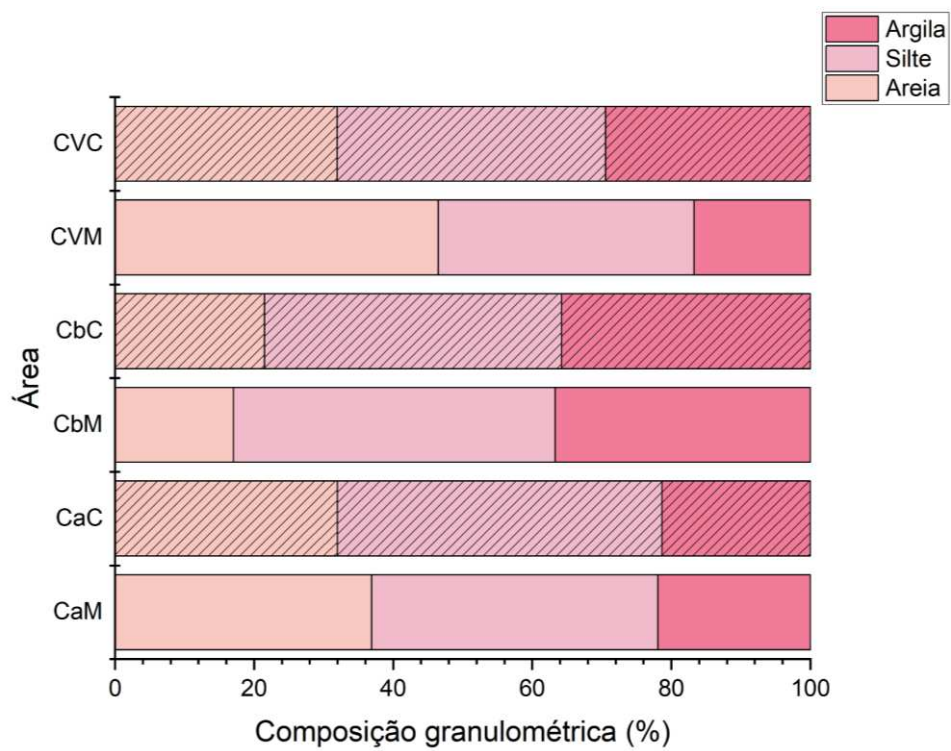


Figura 4: Composição granulométrica das áreas estudadas, áreas afetadas destacadas pelas barras chanfradas, e áreas não afetadas identificadas pela barra lisa.

5.2. Conteúdos de P total (P_t), inorgânico (P_i) e orgânico (P_o)

As áreas impactadas apresentam maiores conteúdos de P_t (média $143,9 \pm 62,3 \text{ mg kg}^{-1}$), quando comparada às regiões não impactadas (média $88,7 \pm 37,3 \text{ mg kg}^{-1}$; Figura 5A). Ao comparar as áreas, a área CvC apresentou um maior conteúdo de P_t , com média $202,1 \pm 75,0 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido por CbC (média $129,6 \pm 15,1 \text{ mg kg}^{-1}$). As áreas não impactadas de Cauassu (CaM) e Currais Velhos (CvM) apresentaram menores conteúdos, com médias $81,0 \pm 15,9$ e $80,1 \pm 31,1 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente, enquanto as áreas CaC e CbM apresentaram conteúdos intermediários ($108,0 \pm 27,0$ e $95,3 \pm 36,1 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente).

Os conteúdos de fósforo inorgânico (P_i) também foram maiores nas áreas impactadas, com média $37,3 \pm 27,5 \text{ mg kg}^{-1}$, enquanto a área não impactada apresentou média $20,4 \pm 12,2$. Ao comparar as áreas, os maiores conteúdos foram observados em CvC (média de $65,0 \pm 29,2 \text{ mg kg}^{-1}$), seguido de CbC (média: $23,4 \pm 6,0 \text{ mg kg}^{-1}$) e CaC com (média de $22,4 \pm 6,5 \text{ mg kg}^{-1}$; Figura 5B). Entretanto, apesar de ser uma área não afetada, CbM demonstrou o segundo maior teor de P_i quando comparadas todas as áreas analisadas (média $33,9 \pm 10,4 \text{ mg kg}^{-1}$). Considerando as demais áreas não afetadas, CvM apresentou um menor conteúdo de P inorgânico ($10,4 \pm 7,6 \text{ mg.kg}^{-1}$), com CaM com valor médio de $18,2 \pm 5,7 \text{ mg.kg}^{-1}$ entre CbM e CvM.

O fósforo orgânico também apresentou maiores conteúdos nas áreas impactadas (média $106,5 \pm 48,5 \text{ mg kg}^{-1}$) comparada às áreas não impactadas (média $68,2 \pm 37,1 \text{ mg.kg}^{-1}$; Figura 5C). Do mesmo modo que os conteúdos de P_i , os maiores valores de P_o foram observados CvC, com média de $137,2 \pm 70,9 \text{ mg.kg}^{-1}$, seguido por CbC (média de $106,3 \pm 17,1 \text{ mg.kg}^{-1}$), a região CaC apresentou valor médio ($85,6 \pm 29,5 \text{ mg.kg}^{-1}$). As áreas de CaM, CbM e CvM não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre si, com conteúdo semelhante variando entre $61,3 \pm 40,6$ e $69,7 \pm 32,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

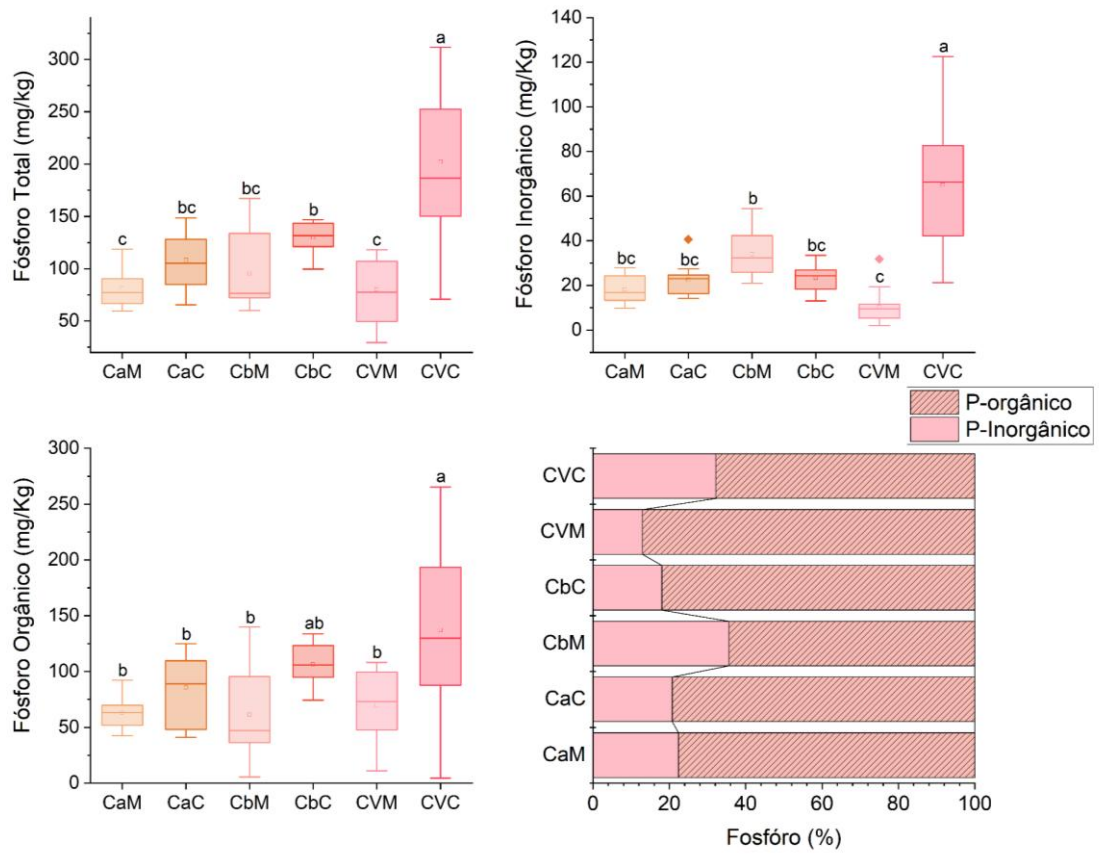


Figura 5: Conteúdos de P total (A), inorgânico (B) e orgânico (C) nos solos das áreas de estudo. Em detalhe, a contribuição das frações orgânicas e inorgânicas para o conteúdo de P total (D).

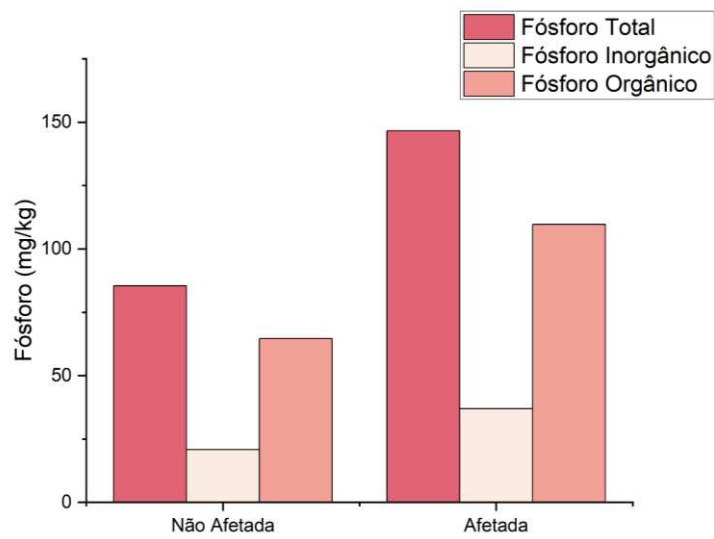


Figura 6: Conteúdos de P total, inorgânico e orgânico nos solos nas condições analisadas.

5.3. Atividade enzimática da fosfatase alcalina (FAI) e ácida (FAC)

Dentre as duas enzimas analisadas, foram observados maiores valores de atividade de fosfatase alcalina (FAI; 229 ± 211 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1}) quando comparada à fosfatase ácida (113 ± 69 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1}). Ao comparar as situações (impactadas vs. não impactadas) em todas as áreas, observou-se valores estatisticamente semelhantes ($p=0,105$) na atividade da FAI com médias nas condições não afetadas igual a 218 ± 242 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} , enquanto nas áreas impactadas a atividade foi de 240 ± 178 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} .

Ao comparar as atividades de FAI em cada um dos setores, não foram observadas diferenças significativas em Cauassu (médias iguais a 173 ± 136 e 141 ± 95 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para CaM e CaC, respectivamente) e Cacimbas (médias iguais a 509 ± 224 e 427 ± 175 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para CbM e CbC, respectivamente). Por outro lado, os valores de atividade de FAI em Currais Velhos foram significativamente distintos, com maiores valores observados em CvC (189 ± 128 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1}) comparado à CvM (30 ± 36 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1}). Este padrão também foi observado quando comparados os valores obtidos apenas na superfície, com diferenças significativas observadas apenas em Currais Velhos (médias de FAI: 273 ± 60 e 59 ± 44 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} na camada 0-10 cm em CvC e CvM, respectivamente), enquanto em Cauassu (médias iguais a 315 ± 52 e 213 ± 105 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para as camadas superficiais de CaM e CaC, respectivamente) e Cacimbas (médias iguais a 685 ± 135 e 542 ± 116 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para as camadas CbM e CbC, respectivamente).

A atividade da enzima fosfatase ácida (FAC) apresentou baixa variação entre as condições impactadas vs. não impactadas (médias: 102 ± 59 e 124 ± 77 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} , respectivamente). Somente foi verificado diferença significativa na atividade da FAC nas amostras coletadas em Cauassu (médias iguais a 64 ± 44 e 127 ± 54 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para CaM e CaC, respectivamente), enquanto Cacimbas (médias iguais a 134 ± 54 e 110 ± 64 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para CbM e CbC, respectivamente) e Currais Velhos não foram observadas diferenças significativas entre condições (médias iguais a 113 ± 58 e 133 ± 106 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para CvM e CvC, respectivamente). Comparando as camadas superficiais, as diferenças significativas se mantiveram apenas em Cauassu (médias iguais a 109 ± 31 e 170 ± 44 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para a camada 0-10 cm em CaM e CaV, respectivamente), enquanto Cacimbas (médias iguais a 175 ± 47 e 148 ± 65 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para a camada 0-10 cm de CbM e CbC, respectivamente) e Currais Velhos não foram

observadas diferenças significativas entre condições (médias iguais a 167 ± 29 e 239 ± 83 mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1} para a camada 0-10 cm de CvM e CvC, respectivamente)

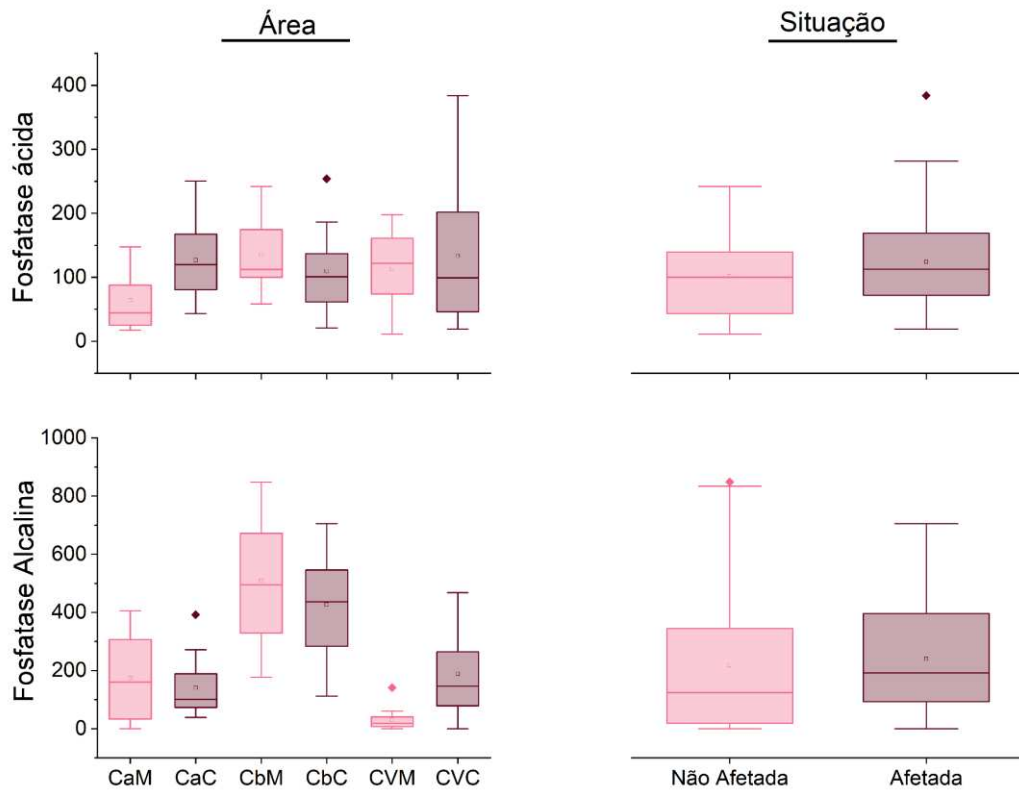


Figura 7: Atividade enzimática (mg p-nitrofenol kg^{-1} solo h^{-1}) de fosfatase ácida (A e B) e alcalina (C e D) nas áreas de estudo. As médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste Kruskal-Wallis a 95% de probabilidade.

5.4. Conteúdo de Carbono orgânico total (COT) e frações de matéria orgânica do solo (MOS)

Dentre as regiões analisadas, as áreas impactadas apresentaram um menor conteúdo de COT, com uma média de $21,7 \pm 10,2$ g kg^{-1} , enquanto as áreas não impactadas apresentaram uma média de $23,5 \pm 9,7$ g kg^{-1} . Ao comparar as áreas, é possível observar que a CbC foi a região com menor conteúdo de $9,6 \pm 1,2$ g kg^{-1} , seguida de CaC com média $26,8 \pm 1,1$ g kg^{-1} e CvC com média $28,6 \pm 9,5$ g kg^{-1} , entretanto, apesar de ser uma área não impactada, a região CbM apresentou um menor conteúdo de COT quando comparado com as áreas impactadas CaC e CvC, com média de $13,1 \pm 5,4$ g kg^{-1} , seguida de CaM com média $27,8 \pm 2,4$ g kg^{-1} e CvM com média de $29,5 \pm 9,6$ g kg^{-1} .

Os conteúdos de COP apresentaram-se maiores nas áreas impactadas, com média de $31,8 \pm 20,9$ g kg^{-1} , enquanto as áreas não impactadas demonstraram uma média de $24,6 \pm 14,2$ g kg^{-1} . A área CvC apresentou a maior média dentre as áreas estudadas, com média de $48,2 \pm 23,2$

g kg^{-1} , seguida de CaC (média $36,7 \pm 5,7 \text{ g kg}^{-1}$) e CbC com média de $10,6 \pm 4,6 \text{ g kg}^{-1}$. As áreas não impactadas apresentaram valores menores quanto ao acúmulo de COP com CaM apresentando maior acúmulo com média de $37,2 \pm 4,4 \text{ g.kg}^{-1}$ seguida de CvM com média $23,6 \pm 14,4 \text{ g kg}^{-1}$ e CbM com menor acúmulo com média de $13,1 \pm 10,8 \text{ g.kg}^{-1}$.

O conteúdo de COAM demonstrou-se menor nas áreas afetadas quando comparadas com as áreas não afetadas, com médias de $20,1 \text{ g kg}^{-1}$ e $22,1 \text{ g kg}^{-1}$ respectivamente. A área CbC apresentou o menor conteúdo de carbono associado a minerais dentre as áreas analisadas com média de $9,7 \pm 1,2 \text{ g kg}^{-1}$, enquanto CvC e CaC apresentaram médias de $23,0 \pm 9,4$ e $27,7 \pm 2,1 \text{ g kg}^{-1}$ respectivamente. A área de CbM demonstrou menor valor dentre as áreas não afetadas com média de $10,8 \pm 3,2 \text{ g kg}^{-1}$ seguida de CaM com média de $27,4 \pm 3,3 \text{ g kg}^{-1}$ e CvM com média de $27,9 \pm 6,0 \text{ g kg}^{-1}$.

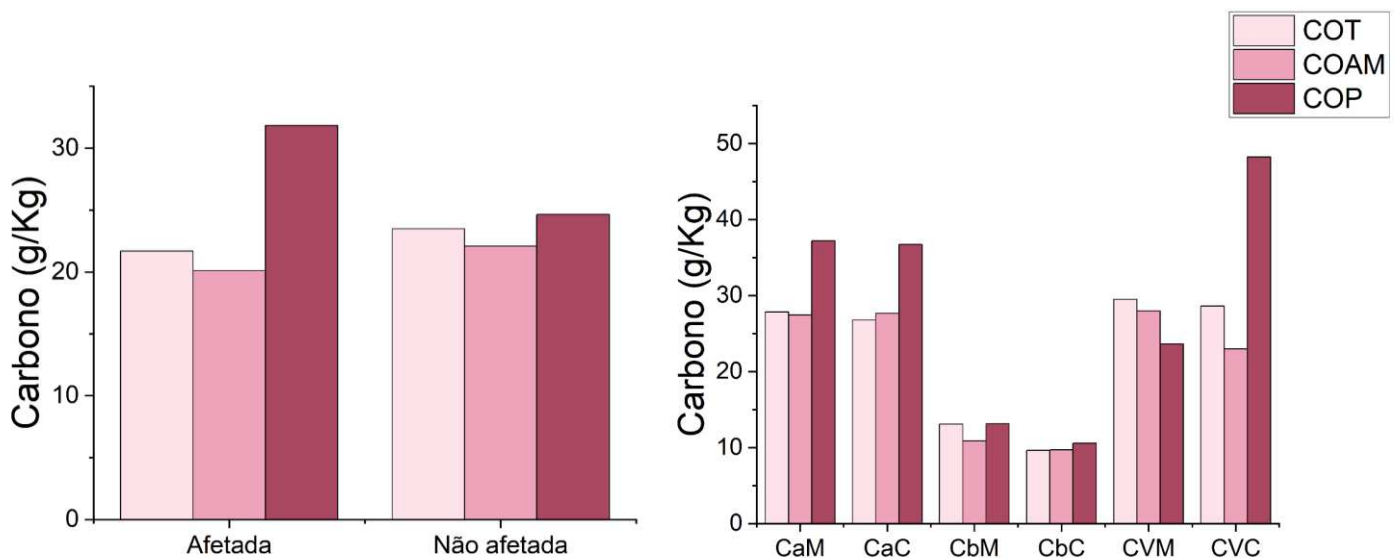


Figura 8: Conteúdo de C total, particulado e associado a minerais nas condições e áreas estudadas.

5.5. Conteúdo de P nas frações de MOS

O conteúdo de P associado a COP e COAM demonstrou-se maior nas áreas impactadas pelo descarte de efluentes da carcinicultura, apresentando médias de $96,1 \pm 105,0$ e $86,9 \pm 50,7 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, enquanto as áreas não impactadas apresentaram médias de $53,4 \pm 52,4$ e $58,4 \pm 33,8 \text{ mg kg}^{-1}$ cada.

A região CvC apresentou um maior conteúdo de P-COP dentre as áreas analisadas, com média de $140,8 \pm 158,8 \text{ mg kg}^{-1}$, seguida de CaC com $97,0 \pm 41,6 \text{ mg kg}^{-1}$ e CbC com média de $39,0 \pm 22,4 \text{ mg kg}^{-1}$. Dentre as áreas não afetadas, o menor conteúdo de P-COP foi observado

na área CvM com média de $21,9 \pm 15,5 \text{ mg kg}^{-1}$, seguido de CaM com média de $64,5 \pm 50,3 \text{ mg kg}^{-1}$ e CbM que apresentou um maior acúmulo de P na fração COP do que CbC com média de $78,9 \pm 67,0 \text{ mg kg}^{-1}$.

O conteúdo de P-COAM demonstrou-se maior na área de CvC com média de $102,4 \pm 72,6 \text{ mg kg}^{-1}$, seguida de CbC com $96,4 \pm 22,7 \text{ mg kg}^{-1}$ e CaC apresentando o menor conteúdo desse P dentre as áreas impactadas, com média de $63,7 \pm 30,5 \text{ mg kg}^{-1}$. Entre as áreas não impactadas, a região CaM apresentou menor conteúdo de P-COAM, com média de $46,1 \pm 14,3 \text{ mg kg}^{-1}$, seguida de CbM com $50,6 \pm 43,0 \text{ mg kg}^{-1}$ e CvM que apresentou um maior conteúdo de P-COAM com média de $76,9 \pm 33,2 \text{ mg kg}^{-1}$.

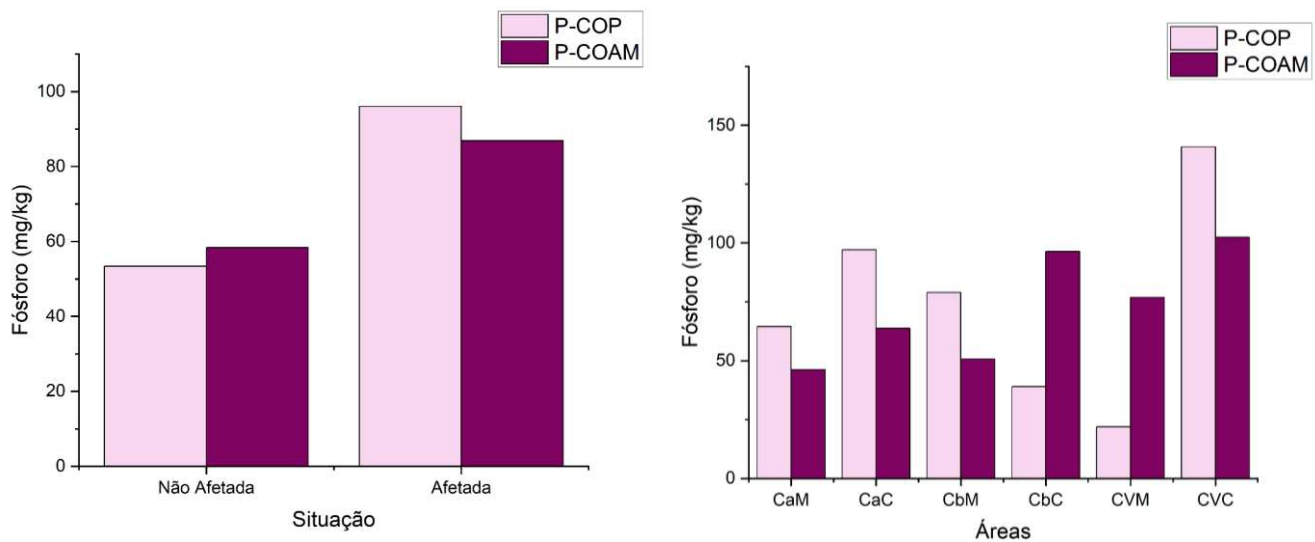


Figura 9: Conteúdo de P associado as frações de C (COP e COAM) nas condições e áreas estudadas.

5.6. Análise Discriminante

O resultado da análise discriminante confirma os resultados apresentados anteriormente, de modo que dentre as variáveis analisadas, os valores de P_T , P_O , Eh, P-COAM, P-COP e pH são as variáveis afetadas pelo descarte de efluentes ($p < 0,05$), de modo que as áreas afetadas apresentam maiores valores de P_T , P_O , Eh, P-COAM, P-COP e menores valores de pH (Figura 10A e B).

Ao comparar os seis pontos estudados (3 áreas e 2 condições), observa-se um gradiente no efeito dos efluentes, de modo que as condições de Cacimbas são mais próximas entre si, e.g., pouca diferença entre afetada e não afetada, seguida por Cauassu e, por fim, Currais Velhos. Além disso, ao verificar as associações entre as variáveis, percebe-se que todas relacionadas aos conteúdos de P (e.g., P_T , P_I , P_O , P-COP e P-COAM) estão muito associadas e não apresentam nenhuma conexão com as relacionadas aos conteúdos de C (COP, COT e COAM),

tampouco aos valores de atividade enzimática e Eh, apresentando somente uma associação inversa ao pH (Figura 10C e D). Em relação à atividade enzimática, observa-se que FAI apresenta uma associação negativa com os conteúdos de COT e COAM, e uma associação positiva com os valores de Eh.

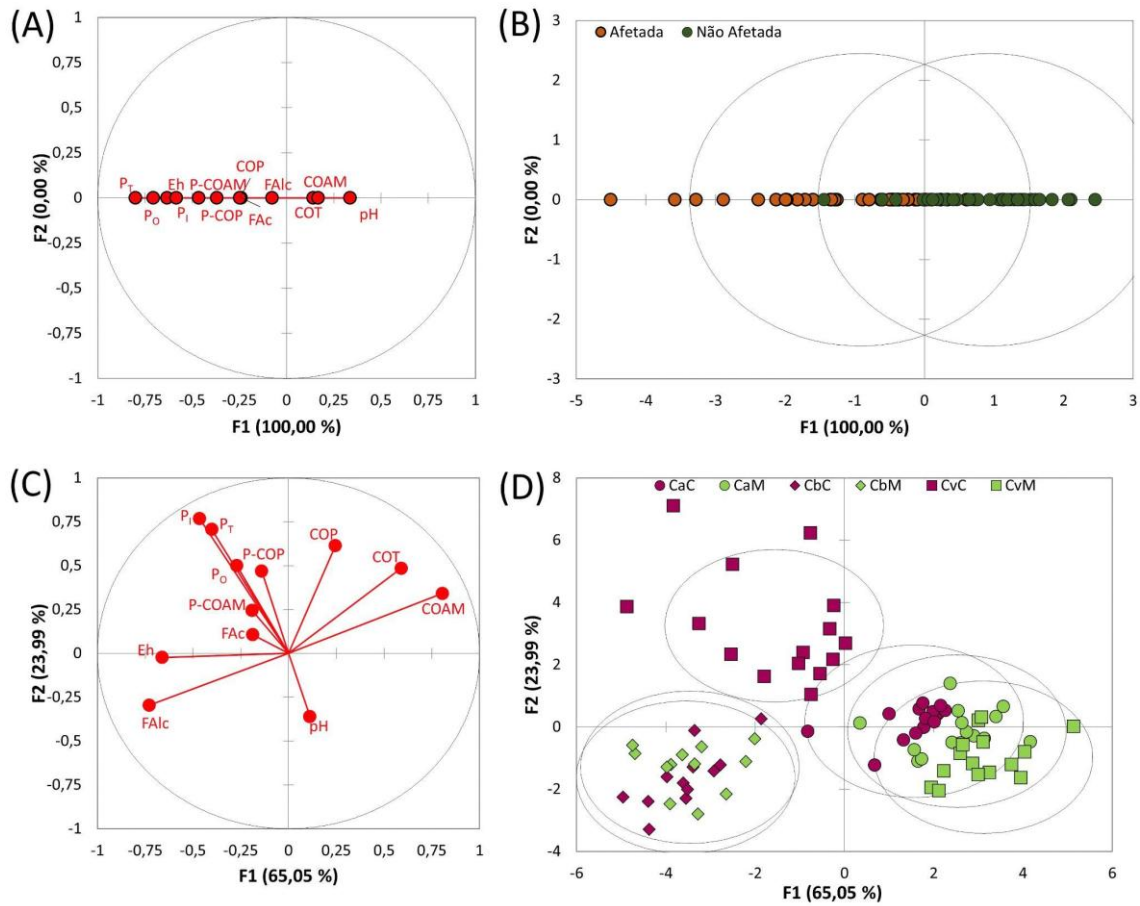


Figura 10: Análise discriminante indicando as variáveis (A) mais importantes para a separação das condições afetadas e não afetadas (B) e as variáveis (C) mais importantes para a separação das áreas estudadas (D).

6 DISCUSSÃO

6.1. Efeito do descarte de efluentes nas condições físico-químicas dos solos

Os resultados deste estudo confirmam a influência do descarte de efluentes de carcinicultura nas condições físico-químicas dos manguezais apesar das pequenas diferenças nos valores de pH (áreas impactadas: $7,0 \pm 0,3$ e não impactadas: $7,1 \pm 0,3$) decorrente do tamponamento carbonático sob influência da água do mar em manguezais semiáridos (SUÁREZ-ABELENDA *et al.*, 2014; NÓBREGA *et al.*, 2013) e da pequena variação na composição granulométrica entre as áreas, com predomínio da fração silte (variando entre 41 e 43%) não poder ser atribuída ao efeito dos efluentes mas às condições geomorfológicas e hidrodinâmicas (FLEMMING, 2000), foram observados contrastes marcantes em relação ao potencial redox (Eh) quando comparado às áreas impactadas e não impactadas.

Os valores medidos de Eh mostram-se mais positivos nas regiões sob influência dos efluentes (CbC: $+133 \pm 21$ mV; CaC: $+105 \pm 143$ mV; CvC: $+97 \pm 119$ mV, com média -23 ± 152 mV) quando comparados às regiões não impactadas (CbM: $+59 \pm 23$ mV; CaM: -140 ± 125 mV; CvM: -271 ± 124 mV, com média -117 ± 169 mV). Este comportamento resulta da presença de aceptores de elétrons mais energéticos advindo dos efluentes sustentando a desnitrificação (e.g., nitrato) e uma eventual oxidação anaeróbia dos sulfetos (SUÁREZ-ABELENDA *et al.*, 2014; QUEIROZ *et al.*, 2019). Neste sentido, esta condição tende a diminuir o grau de piritização do ferro nos solos afetados, elevando o conteúdo de óxidos de Fe, e combinando em uma diminuição no conteúdo de C nos solos e maiores emissões de gases de efeito estufa (NÓBREGA *et al.*, 2013; 2019; SUÁREZ-ABELENDA *et al.*, 2014; QUEIROZ *et al.*, 2019; 2020). Tais condições são corroboradas pelos resultados da análise discriminante.

De fato, foram observados menores valores de C orgânico total (COT) nas áreas sob influência dos efluentes (média: $21,7 \pm 10,2$ g kg⁻¹) comparado às áreas não impactadas ($23,5 \pm 9,7$ g kg⁻¹). Essa diminuição na capacidade de armazenamento de C nos solos também é compatível com um estímulo aos processos de decomposição da matéria orgânica por meio de um aporte de compostos lábeis e nutrientes (N e P), desencadeando o “efeito *priming*”. Essa intensificação da mineralização sob condições sub-óxicas também se manifesta em maiores fluxos de N₂O e CO₂ nas áreas impactadas (QUEIROZ *et al.*, 2019), além de aumentar os riscos de eutrofização devido ao aumento da biodisponibilidade do fósforo (BARCELLOS *et al.*, 2019).

6.2. Efeito dos efluentes nos conteúdos de P_t , P_i e P_o e atividade enzimática

A produção de camarões é responsável por uma alta deposição de nutrientes nos solos de manguezais, devido a utilização de fertilizantes e da ração de tanques de carcinicultura (LACERDA, 2006; BOYD, 2018), dessa forma, sendo responsáveis pelo aumento do conteúdo de P nas áreas afetadas pelo despejo dos efluentes dos tanques (BURFORD *et al.*, 2003; LACERDA, 2006). O litoral semiárido do Nordeste, em especial o Ceará, é caracterizado como um dos principais polos produtores de camarão do país de modo que os manguezais cearenses recebem cerca de 0,13 a 0,32 t km⁻² ano⁻¹ de fósforo oriundo da carcinicultura (LACERDA *et al.*, 2006; 2021).

Os resultados observados neste estudo evidenciam o claro enriquecimento de P_t nas áreas impactadas (média 143,9±62,3 mg kg⁻¹) em relação às áreas não impactadas (média; 88,7±37,3 mg kg⁻¹), de modo que este incremento se dá tanto associado à formas inorgânicas (P_i ; impactadas: 37,3±27,5 mg kg⁻¹ vs. não impactadas: 20,4±12,2 mg kg⁻¹), mas principalmente em formas orgânicas (P_o ; impactadas: 106,5±48,5 mg kg⁻¹ vs. não impactadas: 68,2±37,1 mg kg⁻¹; Figura 10). De fato, todas as variáveis relacionadas à maiores conteúdos de P, incluindo nas frações de matéria orgânica (P-COP e P-MAOM) estão associadas às áreas afetadas pelos efluentes.

Em geral, o descarte de efluentes de carcinicultura resulta no acúmulo de P em diferentes frações orgânicas e inorgânicas (e.g. ácidos húmicos e humina, óxidos de Fe e hidróxidos de Al), com especial destaque para as formas mais reativas (solúvel e trocável; BARCELLOS *et al.*, 2019; NÓBREGA *et al.*, 2014), que aumentam os riscos de eutrofização em ecossistemas costeiros (CARPENTER, 2008; SELMAN *et al.*, 2008). Tais incrementos ocorrem em frações inorgânicas e orgânicas, de alta e baixa labilidade (Figura 10).

As comunidades microbianas dos solos de mangue são vulneráveis a mudanças desencadeadas pelo descarte dos efluentes que influenciam consideravelmente a atividade da enzima fosfatase, capaz de converter fosfatos insolúveis em solúveis, tornando-os biodisponíveis e acumulando-o no solo (COLEMAN, 1992; CHUNG, 2005; CHEN *et al.*, 2024). A predominância de FAI sobre FAc nas áreas analisadas é coerente com pH neutro-levemente alcalino, típico de solos de manguezal sob influência marinha e, em parte, de efluentes (JIANG *et al.*, 2025; NDABANKULU *et al.*, 2022). Neste caso, não foi observado uma tendência clara sobre o efeito dos descartes na capacidade de mineralização pelas duas enzimas (e.g., FAc e FAI), uma vez que só foi constatada diferença estatística para as enzimas em apenas uma das áreas (e.g., CvC apresentou maior atividade de FAI comparada à CvM, enquanto CaC apresentou maior atividade FAc quando comparada à CaM). Os resultados da

análise discriminante (Figura 10C e D) apontam que os maiores valores de atividade de FAI foram observados nos locais que apresentam menores conteúdos de C, justamente os locais que recebem os efluentes.

A literatura aponta que a relação entre conteúdos de P e atividade de fosfatases é complexa: em geral, sob limitação de P, plantas e microrganismos aumentam a síntese de fosfatases, enquanto a fertilização com P tende a reduzir a atividade da fosfatase (CAMPDELACREU ROCABRUNA *et al.*, 2024; MARGALEF *et al.*, 2021). Nas áreas estudadas, o aporte de P via efluentes tenderia a diminuir a atividade enzimática (MARGALEF *et al.*, 2021; JIANG *et al.*, 2025), porém, o descarte de matéria orgânica metabolizável e o predomínio de condições de decomposição mais energéticas (e.g., maior Eh) resulta, em geral, em um incremento na atividade das enzimas fosfatases, ocorrendo predomínio de FAI ou FAc em função do pH (Figura 10C e C; DICK *et al.*, 2000) Deste modo, a ausência de diferença estatística em Cb pode ser resultado do baixo incremento no conteúdo de P nas áreas impactadas (Figura 10 C e D). Por outro lado, Cb apresentou os maiores valores de atividade enzimática entre as áreas estudadas, coincidindo com a área com maiores valores de Eh, reforçando o controle das condições de decomposição na atividade enzimática.

6.3. Efeito do descarte de efluentes nos conteúdos de P e nas frações da MOS

Além de aportar nutrientes em solos, o descarte de efluentes impacta a decomposição da matéria orgânica, afetando indiretamente a biodisponibilidade e a capacidade de retenção de nutrientes (SUÁREZ-ABELENDIA *et al.*, 2014; BARCELLOS *et al.*, 2019). Neste sentido, a compreensão das frações de carbono orgânico (COP e COAM) permite melhor entendimento da ciclagem, estabilização e disponibilidade de nutrientes, dentre esses nutrientes o P que em solos de manguezais apresenta um conteúdo de 60 a 80% de Po do seu total (LAVALLÉE *et al.*, 2019; NÓBREGA *et al.*, 2014).

O conteúdo de P associado a COP e COAM apresentou-se maior nas áreas impactadas. Sendo a fração COP a matéria orgânica mais facilmente degradada, composta por resíduos orgânicos pouco decompostos, são encontradas predominantemente as formas orgânicas do P (fosfolipídeos e ácidos nucleicos; LAVALLÉE *et al.*, 2020; TURNER *et al.*, 2017), dessa forma, grande parte do conteúdo de P no solo está relacionado a matéria orgânica. Sua decomposição acelerada tende a desencadear a liberação desse P. O despejo de efluentes da carcinicultura tende a acelerar esta decomposição devido, principalmente, ao aumento do Eh do solo, que propende a aumentar a decomposição microbiana (NÓBREGA *et al.*, 2014; REITHMAIER *et al.*, 2021).

O carbono associado a minerais (COAM) corresponde às substâncias húmicas e mais recalcitrantes no solo. O P associado a esta fração tende a permanecer retido no solo por mais tempo, principalmente em manguezais não afetados por ações antrópicas como a carcinicultura. Dessa forma, a estabilização do carbono está diretamente relacionada com a retenção de P no solo (LAVALLÉE *et al.*, 2020; LIEBERMAN *et al.*, 2025; NÓBREGA *et al.*, 2014). Apesar da fração associada a minerais encontrar-se menor na área afetada quando comparada a área não afetada ($20,1 \text{ g kg}^{-1}$ e $22,1 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente) esta fração está conseguindo reter mais P do que na área não afetada (área afetada: $96,1 \pm 105,0$; área não afetada: $86,9 \pm 50,7 \text{ mg kg}^{-1}$), entretanto, o conteúdo de P despejado nos manguezais através do efluentes da carcinicultura estão mais associados à fração COP o que indica uma menor retenção de fósforo.

7 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho confirmam que o descarte de efluentes da carcinicultura afeta a dinâmica do fósforo nos manguezais, uma vez que as áreas impactadas obtiveram maiores valores médios de fósforo total, principalmente em suas formas orgânicas, respondendo às hipóteses propostas inicialmente.

Para a atividade enzimática, de modo geral, não foi observada uma diminuição significativa entre as áreas impactadas e não impactadas. Entretanto, os resultados para as fosfatases mostraram-se modulados às condições locais de cada área. Em Currais Velhos e Cauassú, a maior atividade observada foi em áreas impactadas, mostrando que mesmo sob maior concentração de P, houve um estímulo para a atividade microbiana, devido provavelmente ao aporte de carbono particulado por esses efluentes. Ou seja, as fosfatases sozinhas não podem ser utilizadas necessariamente como um indicador de impacto da carcinicultura, mas agregam em análises em conjunto com outros fatores físico-químicos.

Os solos afetados obtiveram maiores médias de P-COP e P-COAM, principalmente na fração particulada, indicando maior aporte e uma menor estabilização de P, além de alterações nos processos de decomposição da MOS e na dinâmica do P, principalmente devido os valores mais altos de Eh nas regiões impactadas. Desta forma, também foi possível concluir que o aumento de P não está associado a um aumento no conteúdo de carbono no solo, tendo em vista que as áreas impactadas apresentaram menores valores médios para COT e COAM, o que significa que esse fósforo pode ser mais facilmente disponibilizado podendo causar impactos ambientais críticos, como a eutrofização.

Por fim, este estudo concluí que os efluentes da carcinicultura alteram a dinâmica do P em solos de manguezais, aumentando as formas mais biodisponíveis e menos estabilizadas, além de alterar as condições redox da área comprometendo a condições redutoras naturais do manguezal. Reforçando que os manguezais impactados por essa atividade estão suscetíveis a riscos ambientais irreversíveis, necessitando de estratégias de manejo para mitigação dos impactos associados à carcinicultura.

REFERÊNCIAS

ACARAÚ. Secretaria municipal de Acaraú. Dados do município. Acaraú, 2020.

AGARWAL, N., BONINO, C., DELIGNY, A., EL BERR, L., FESTA, C., GHISLAIN, M., HOMOLOVA, K., VELASQUEZ, A. K., KURTEV, I., PINTO, A. O., VERAT, V., SERBAN-PENHOAT, J. Getting the shrimp's share: mangrove deforestation and shrimp consumption, assessment and alternatives. **PARIS: IDDRI and Sci. Po**, [s. l.], 2019.

AKRAM, H. HUSSAIN, S., MAZUMDAR, P., CHUA, K.O., BUTT, T. E., HARIKRISHNA, J. A. Mangrove Health: A Review of Functions, Threats, and Challenges, Associated with Mangrove Management Practices. **Forests**, [s. l.] v. 14, p. 1-38, 2023. DOI: 10.3390/f14091698.

ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, [s. l.], v. 29, p. 331-349, 2002. DOI: 10.1017/S0376892902000231.

ASPILA, K. I., AGEMIAN, H., CHAU, A. S. Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. **Analyst**, [s. l.], v. 101, p. 187-197, 1976. DOI: 10.1039/AN9760100187.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCCAM). Carcinicultura brasileira: estatísticas e revelações. ABCCAM, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCCAM). Censo da Carcinicultura 2021/2022. ABCCAM, 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO (ABCCAM). Censo da carcinicultura do litoral norte do Estado do Ceará e zonas interioranas adjacentes. Natal: ABCCAM, 2017.

ATWOOD, T. B., CONNOLLY, R. M., ALMAHASHEER, H., CARNELL, P. E., DUARTE, C. M., EWERS LEWIS, C. J., IRIGOIEN, V., KELLEWAY, J. J., LAVERY, P. S., MACREADIE, P. I., SERRANO, O., SANDERS, C. J., SANTOS, I., STEVEN, A. D. L., LOVELOCK, C. E. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. **Nat. Clim. Chang**, [s. l.], v. 7, p. 523-528, 2017. DOI: 10.1038/nclimate3326.

BARCELLOS, D., QUEIROZ, H. M., NÓBREGA, G. N., DE OLIVEIRA FILHO, R. L., SANTAELLA, S. T., OTERO, X. L., FERREIRA, T. O. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, [s. l.], v. 142, p. 58-63, 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.031.

BERNARDINO, A. F., MAZZUCO, A. C., COSTA, R. F., SOUZA, F., OWUOR, M. A., NÓBREGA, G. N., SANDERS, C. J., FERREIRA, T. O., KAUFFMAN, J. B. The inclusion of Amazon mangroves in Brazil's REDD+ program. **Nature Communications**, [s. l.], v. 5, p. 1549, 2024. DOI: 10.1038/s41467-024-45459-w.

BONALDI, R. A., RODERJAN, C. V. Levantamento florístico e caracterização estrutural de um manguezal na APA de Guaraqueçaba, Paranaguá, PR. **Acta Biológica Catarinense**, [s. l.], v. 1, p. 19-28, 2017. DOI: 10.21726/abc.v4i1.486.

BOTO, K. G. Nutrients and mangroves. In: CONNELL, D. W. (Ed.). *Pollution in tropical aquatic systems*. Boca Raton: CRC Press, [s. l.], p. 137-154, 2018.

BOUYOUCOS, G. J. The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soils. **Soil Science**, [s. l.], v. 23, n. 5, p. 343-354, 1927. DOI: 10.1097/00010694-192705000-00002.

BOYD, C. E. Aquaculture pond fertilization. **CAB Reviews**, [s. l.], v. 13, 2018. DOI: 10.1079/PAVSNNR201813002.

BRASIL, Ministério do Desenvolvimento, Indústria, Comércio e Serviços (MDIC). Portal Institucional, 2025.

BUNTING, P., ROSENQVIST, A., HILARIDES, L., LUCAS, R. M., THOMAS, N., TADONO, T., WORTHINGTON, T. A., SPALDING, M., MURRAY, N. J. Global Mangrove Extent Change 1996 - 2020: Global Mangrove. **Remote Sens**, [s. l.], v. 14, p. 1970-1974, 2022. DOI: 10.3390/rs14153657.

BURFORD, M. A., COSTANZO, S. D., DENNISON, W. A., JACKSON, C. J., JONES, A. B., MCKINNON, A. D., PRESTON, N. P., TROTT, L. A. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 46, p. 1456-1469, 2003. DOI: 10.1016/S0025-326X(03)00282-0.

CAMPDELACREU ROCABRUNA, P., DOMENE, X., PREECE, C., PEÑUELAS, J. Relationship among soil biophysicochemical properties, agricultural practices and climate factors influencing soil phosphatase activity in agricultural land. **Agriculture**, [s. l.], v. 14, 2024. DOI: 10.3390/agriculture14020288.

CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 105, p. 11039-11040, 2008. DOI: 10.1073/pnas.0806112105.25.

CHEN, J., YUAN, C., ZHANG, Y., WU, J., CHEN, G., CHEN, S., WU, H., ZHU, H., YE, Y. Dredging wastewater discharge from shrimp ponds affects mangrove soil physical-chemical properties and enzyme activities. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 926, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.171916.

CHUNG, H., PARK, M., MADHAIYAN, M., SESHADRI, S., SONG, J., CHO, H., AS, T. Isolation and characterization of phosphate solubilizing bacteria from the rhizosphere of crop plants of Korea. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 37, p. 1970-1974, 2005. DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.02.025.

COLEMAN, J. E. Structure and mechanism of alkaline phosphatase. **Annual Review of Biophysics**, [s. l.], v. 21, p. 441-483, 1992. DOI: 10.1146/annurev.bb.21.060192.002301.

COTRUFO, M. F., RANALLI, M. G., HADDIX, M. L., SIX, J., LUGATO, E. Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. **Nature Geoscience**, [s. l.], v. 12, p. 989-994, 2019. DOI: 10.1038/s41561-019-0484-6.

COSTANZA, R., DE GROOT, R., SUTTON, P., VAN DER PLOEG, S., ANDERSON, S. J., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S., TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, [s. l.], v. 26, p. 152-158, 2014. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.

DICK, W. A., CHENG, L., WANG, P. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 32, p. 1915-1919, 2000. DOI: 10.1016/S0038-0717(00)00166-8.

FLEMMING, B. W. A revised textural classification of gravel-free muddy sediments on the basis of ternary diagrams. **Continental Shelf Research**, [s. l.], v. 20, p. 1125-1137, 2000. DOI: 10.1016/S0278-4343(00)00015-7.

FRIESS, D. A.; ROGERS, K., LOVELOCK, C. E., KRAUSS, K. W., HAMILTON, S. E., LEE, S. Y., LUCAS, R., PRIMAVERA, J., RAJKARAN, A., SHI, S. The State of the World's Mangrove Forests: Past, Present, and Future. **Annu. Rev. Environ. Resour.**, [s. l.], v. 44, p. 89-115, 2019. DOI: 10.1146/annurev-environ-101718-033302.

FUNCEME. Índices de Aridez do Estado do Ceará. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos, 2024.

GOMEZ, E., DURILLON, C., ROFES, G., PICOT, B. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: pH, O₂ and loading influence. **Water Research**, [s. l.], v. 33, p. 2437-2447, 1999. DOI: 10.1016/S0043-1324(98)00468-0.

HAGGER, V., WORTHINGTON, T. A., LOVELOCK, C. E., ADAME, M. F., AMANO, T., BROWN, B. M., FRIESS, D. A., LANDIS, E., MUMBY, R. J., MORRISON, T. H., O'BRIEN, K. R., WILSON, K. A., ZGANJAR, C., SAUNDERS, M. I. Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. **Nat. Commun.**, [s. l.], v. 13, p. 1-16, 2022. DOI: 10.1038/s41467-022-33962-x.

HERNÁNDEZ-BLANCO, M., COSTANZA, R., CIFUENTES-JARA, M. Economic valuation of the ecosystem services provided by the mangroves of the Gulf of Nicoya using a hybrid methodology. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 49, 2021. DOI: 10.1016/j.ecoser.2021.101258.

HOWARD, J., HOYT, S., ISENSEE, K., TELSZEWSKI, M., PIDGEON, E. **Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.** Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature, França, 2014.

JIA, M., WANG, Z., MAO, D., REN, C., SONG, K., ZHAO, C., WANG, C., XIAO, X., WANG, Y. Mapping global distribution of mangrove forests at 10-m resolution. **Science Bulletin**, [s. l.], v. 68, p. 1303-1316, 2023. DOI: 10.1016/j.scib.2023.05.004.

- JIANG, Y., KUANG, D., LI, W., HAN, C., DENG, H., LIU, K., HUANG, S., ZHONG, W. Predominant effects of soil organic carbon quality on phosphatase activity in upland Ultisols under long-term fertilizations. **Geoderma**, [s. l.], v. 454, 2025. DOI: 10.1016/j.geoderma.2025.117186.
- KAUFFMAN, J. B., BERNARDINO, A. F., FERREIRA, T. O., BOLTON, N. W., GOMES, L. E. O., NÓBREGA, G. N. Shrimp ponds lead to massive loss of soil carbon and greenhouse gas emissions in northeastern Brazilian mangroves. **Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 8, p. 5530-5540, 2018. DOI: 10.1002/ece3.4079.
- KAUTSKY, N., RONNBACK, P., TEDENGREN, M., TROELL, M., Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. **Aquaculture**, [s. l.], v. 191, p. 145-161, 2000. DOI: 10.1016/S0044-8486(00)00424-5.
- LACERDA, L. D., VAISMAN, A. G., MAIA, L. P., SILVA, C. A. R., CUNHA, E. M. S. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture**, [s. l.], v. 253, p. 433-446, 2006. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2005.09.005.
- LACERDA, L. D., WARD, R. D., GODOY, M. D. P., MEIRELES, A. J. A., BORGES, R., FERREIRA, A. C. 20-Years cumulative impact from shrimp farming on mangroves of northeast Brazil. **Front. For. Glob. Change**, [s. l.], v.4, 2021. DOI: 10.3389/ffgc.2021.653096.
- LAVALLÉE, J. M., SOONG, J. L., COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 26, p. 261-273, 2020. DOI: 10.1111/gcb.14859.
- LEE, S. Y., PRIMAVERA, J. H., DAHDOUH-GUEBAS, F., MCKEE, K., BOSIRE, J. O., CANNICCI, S., DIELE, K., FROMARD, F., KOEDAM, N., MARCHAND, C., MENDELSSOHN, I., MUKHERJEE, N., RECORD, S. Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 20, p. 726-743, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12155.
- LEUTHOLD, S., LAVALLÉE, J. M., HADDIX, M. L., COTRUFO, M. F. Contrasting properties of soil organic matter fractions isolated by different physical separation methodologies. **Geoderma**, [s. l.], v. 445, 2024. DOI: 10.1016/j.geoderma.2024.116870.
- LIEBERMAN, H. P., SPERBER, C. V., KALLENBACH, C. M. Soil phosphorus dynamics are an overlooked but dominant control on mineral-associated organic matter. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 31, 2025. DOI: 10.1111/gcb.70307.
- LOPEZ-SANGIL, L., ROVIRA, P. Sequential chemical extractions of the mineral-associated soil organic matter: an integrated approach for the fractionation of organo-mineral complexes. **Soil Biol. Biochem**, [s. l.], v. 62, p. 57-67, 2013. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.03.004.
- MAGALEF, O., SARDANS, J., MASPONS, J., MOLOWNY-HORAS, R., FERNÁNDEZ-MARTÍNES, M., JANSSENS, I. A., RICHTER, A., CIAIS, P., OBERSTEINER, M., PEÑUELAS, J. The effect of global change on soil phosphatase activity. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 27, p. 5989-6003, 2021. DOI: 10.1111/gcb.15832.

MAGRI, R. A., BARRETO, R. Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, [s. l.], v. 5, p. 546-556, 2010.

MENG, Y., BAI, J., GOU, R., CUI, X., FENG, J., DAI, Z., DIAO, X., ZHU, X., LIN, G. Relationships between above-and below-ground carbon stocks in mangrove forests facilitate better estimation of total mangrove blue carbon. **Carbon Balance and Management**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 8, 2021. DOI: 10.1186/s13021-021-00172-9.

MCLEOD, E., CHMURA, G. LL., BOUILLON, S., SALM, R., BJORK, M., DUARTE, C. M., LOVELOCK, C. E., SCHLESINGER, W. H., SILLIMAN, B. R. A Blueprint for Blue Carbon: Toward an Improved Understanding of the Role of Vegetated Coastal Habitats in Sequestering CO₂. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [s. l.], v. 9, n. 10, p. 552-560, 2011. DOI: 10.1890/110004.

MURDIYARSO, D., PURBOPUSPITO, J., KAUFFMAN, J. B., WARREN, M. W., SASMITO, S. D., DONATO, D. C., MANURI, S., KRISNAWATI, H., TABERIMA, S., KURNIANTO, S. The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. **Nature Climate Change**, [s. l.], v. 5, p. 1089-1092, 2015. DOI: 10.1038/nclimate2734.

NDAKANKULU, K., EGBEWALE, S. O., TSVUURA, Z., MAGADLELA, A. Soil microbes and associated extracellular enzymes largely impact nutrient bioavailability in acidic and nutrient poor grassland ecosystem soils. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 12, 2022. DOI: 10.1038/s41598-022-16949-y.

NÓBREGA, G. N., FERREIRA, T. O., ROMERO, R. E., MARQUES, A. G. B., OTERO, X. L. Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. **Environ Monit Assess**, [s. l.], v. 185, p. 7393-7407, 2013. DOI: 10.1007/s10661-013-3108-4.

NÓBREGA, G. N., FERREIRA, T. O., SIQUEIRA NETO, M., MENDONÇA, E. DE S., ROMERO, R. E., OTERO, X. L. The importance of blue carbon soil stocks in tropical semiarid mangroves: a case study in Northeastern Brazil. **Environ. Earth Sci**, [s. l.], v. 78, p. 369, 2019. DOI: 10.1007/s12665-019-8368-z.

NÓBREGA, G. N., FERREIRA, T. O., SIQUEIRA NETO, M., QUEIROZ, H. M., ARTUR, A. G., MENDONÇA, E. S., SILVA, E. O., OTERO, X. L. Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO₂ and CH₄) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 542, p. 685-698, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.108.

NÓBREGA, G. N., OTERO, X. L., MACÍAS, F., FERREIRA, T. O. Phosphorus geochemistry in a Brazilian semiarid mangrove soil affected by shrimp farm effluents. **Environ Monit Assess**, [s. l.], v. 186, p. 5749-5762, 2014. DOI: 10.1007/s10661-014-3817-3.

OUYANG, X., GUO, F. Paradigms of mangroves in treatment of anthropogenic wastewater pollution. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 544, p. 971-979, 2016. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.12.013.

- PAÉZ-OSUNA, F., GUERRERO-GALVÁN, S. R., RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C., ESPINOZA-ANGULO, R. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in north-western Mexico. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 34, n. 5, p. 290-297, 1997. DOI: 10.1016/S0025-326X(96)00133-6.
- PRIMAVERA, J. Socio-economic impacts of shrimp culture. **Aquaculture Research**, [s. l.], v. 28, n.10, p. 815-827, 1997. DOI: 10.1046/j.1365-2109.1997.00946.x.
- QUEIROZ, H. M., ARTUR, A. G., TANIGUCHI, C. A. K., SILVEIRA, M. R. S., NASCIMENTO, J. C., NÓBREGA, G. N., OTERO, X. L., FERREIRA, T. O. Hidden contribution of shrimp farming effluents to greenhouse gas emissions from mangrove soils. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 221, p. 8-14, 2019. DOI: 10.1016/j.ecss.2019.03.011.
- QUEIROZ, H. M., FERREIRA, T. O., TANIGUCHI, C. A. K., BARCELLOS, D., NASCIMENTO, J. C., NÓBREGA, G. N., OTERO, X. L., ARTUR, A. G. Nitrogen mineralization and eutrophication risks in mangroves receiving shrimp farming effluents. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], 2020. DOI: 10.1007/s11356-020-09720-1.
- REIMANN, C., FILZMOSE, P., GARRETT, R. G., DUTTER, R. **Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R**. John Wiley & Sons Ltda, [s. l.], 2008. DOI: 10.1002/9780470987605.
- REITHMAIER, G., JOHNSTON, S. G., JUNGINGER, T., GODDARD, M. M., SANDERS, C. J., HUTLEY, L. B., HO, D. T., MAHER, D. T. Alkalinity production coupled to pyrite formation represents an unaccounted blue carbon sink. **Global Biogeochemical Cycles**, [s. l.], v. 35, n. 4, 2021. DOI: 10.1029/2020GB006785.
- RIVERA-FERRE, M. G. Can export-oriented aquaculture in developing countries be sustainable and promote sustainable development? The shrimp case. **Journal of Agricultural and Environmental Ethics**, [s. l.], v. 22, n. 4, p. 301-321, 2009. DOI: 10.1007/s10806-009-9148-7.
- ROVAI, A. S., TWILLEY, R. R., CASTAÑEDA-MOYA, E., RIUL, P., CIFUENTES-JARA, M., MANROW-VILLALOBOS, M., HORTA, P. A., SOMANSSI, J. C., FONSECA, A. L., PAGLIOSA, P. R. Global controls on carbon storage in mangrove soils. **Nat. Clim. Chang**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. 534-558, 2018. DOI: 10.1038/s41558-018-0162-5.
- RUIZ, F., OTERO, X. L., BERNARDINO, A. F., RUMPEL, C., QUEIROZ, H. M., FERREIRA, T. O. Iron's role in soil organic carbon (de)stabilization in mangroves under land use change. **Nature Communications**, [s. l.], v. 15, n. 1, 2024. DOI: 10.1038/s41467-024-54447-z.
- SELMAN, M., GREENHALGH, S., DIAZ, R., SUGG, Z. Eutrophication and hypoxia in coastal areas: A global assessment of the state of knowledge. **WRI Policy Note - Water Quality: Eutrophication and Hypoxia**, Washington, 2008.
- SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). Diagnóstico geoambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Acaraú - CE. CPRM, 1998.

STRICKLAND, T. D. H., PARSONS, T. R. **A Practical handbook of seawater analysis**. Fisheries Research Board of Canada, [s. l.], v. 2, 1972.

SUÁREZ-ABELEDA, M., FERREIRA, T. O., CAMPS-ARBESTAIN, M., RIVERA-MONROY, V. H., MACÍAS, F., NÓBREGA, G. N., OTERO, X. L. The effect of nutrient-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil. **Geoderma**, [s. l.], v. 213, p. 551-559, 2014. DOI: 10.1016/j.geoderma.2013.08.007

TABATABAI, M. A., BREMNER, J. M. Use of p-nitrophenol phosphate for assay of soil phosphatase activity. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 1, n. 4, p. 301-307, 1969. DOI: 10.1016/0038-0717(69)90012-1

TEIXEIRA, P. C., DONAGEMMA, G. K., FONTANA, A., TEIXEIRA, W. G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**, 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017.

TRÉGAROT, E., CATRY, T., POTTIER, A., EL-HACEN, E-N. M., CHEIKH, M. A. S., CORNET, C. C., MERÉCHAL, J-P., FAILLER, P. Coastal protection assessment: a tradeoff between ecological, social, and economic issues. **Ecosphere**, [s. l.], v. 12, n. 2, 2021. DOI: 10.102/ecs2.3364.

TURNER, B. L., CONDRON, L. M., RICHARDSON, S., PELTZER, D. A., ALLISON, V. J. Soil organic phosphorus transformations during pedogenesis. **Ecosystems**, [s. l.], v. 10, n. 7, p. 1166-1181, 2007. DOI: 10.1007/s10021-007-9086-z.