



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

ISRAEL OLIVEIRA GOMES

**IMPACTOS DO DESCARTE DE EFLUENTES DA CARCINICULTURA NAS
FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DE SOLOS DE MANGUEZAIS DO
SEMIÁRIDO**

FORTALEZA

2026

ISRAEL OLIVEIRA GOMES

IMPACTOS DO DESCARTE DE EFLUENTES DA CARCINICULTURA NAS FRAÇÕES
DA MATÉRIA ORGÂNICA DE SOLOS DE MANGUEZAIS DO SEMIÁRIDO

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

ISRAEL OLIVEIRA GOMES

IMPACTOS DO DESCARTE DE EFLUENTES DA CARCINICULTURA NAS FRAÇÕES
DA MATÉRIA ORGÂNICA DE SOLOS DE MANGUEZAIS DO SEMIÁRIDO

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 28 / 01 / 2026

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gabriel Nuto Nóbrega (Orientador)

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Luis Ernesto Arruda Bezerra

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira

Universidade de São Paulo – ESALQ (USP)

Dedico este trabalho ao meu querido avô Francisco (Vô Quim) que se sempre me apoiou e torceu por mim, essa é mais uma conquista para você (*In memorian*).

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder saúde, força e sabedoria ao longo de toda a caminhada, guiando meus passos mesmo nos momentos mais desafiadores.

À minha família, em especial à minha mãe, Maria Jucilene de Moura Oliveira, e ao meu pai, Fábio Júnior da Silva Gomes, pelo amor, apoio incondicional e incentivo constante. De forma muito especial, dedico este trabalho à memória do meu avô Francisco, que foi a pessoa que mais me apoiou e me incentivou ao longo da minha trajetória acadêmica e pessoal. Seu exemplo e sua confiança foram fundamentais para que eu chegasse até aqui, e sua presença permanece viva em cada conquista.

Aos professores do Departamento de Ciências do Solo, pelos ensinamentos e contribuições ao longo da minha formação acadêmica. Em especial, agradeço ao professor Ricardo Espíndola, ao professor Arthur Prudêncio e à professora Maria Eugênia, pelas valiosas orientações, disponibilidade e contribuições científicas que enriqueceram este trabalho

Aos técnicos, pela disponibilidade, auxílio nas atividades laboratoriais e contribuição fundamental para a execução das análises, um obrigado pela disponibilidade e pela contribuição com o meu trabalho.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Luis Ernesto e Prof. Dr. Tiago Osório, pela leitura atenta, pelas contribuições, críticas construtivas e sugestões, fundamentais para o aprimoramento e a qualidade final desta dissertação.

Aos meus amigos da pós-graduação, Katriny, Bruno Eduardo, Victor Hugo, João Ivo, Joseph, Paula Ingrid, Ruggeri, Matheus, Rosana, Tamia, Murilo e Edgar, minha turma, pela convivência, pelas trocas de conhecimento, apoio mútuo e companheirismo ao longo dessa caminhada, tornando os desafios acadêmicos mais leves e os momentos de conquista ainda mais significativos. Aos amigos do Laboratório de Química, Daphne e José Victor, pela convivência, colaboração e apoio durante as atividades laboratoriais.

Ao LABECO – Laboratório de Biogeoquímica de Ecossistemas, pela infraestrutura, suporte técnico e ambiente científico que possibilitaram a realização deste trabalho. Agradeço aos alunos da graduação Flávio, Brendo, Dayane e Fernando, e aos colegas da pós-graduação Marie Milien, Luciana, Vitória Ricarte, Lorena Sampaio, Sharon e Paulo. De forma especial, agradeço ao Paulo, pelo apoio fundamental e pela contribuição decisiva nas análises de espectroscopia, essenciais para o desenvolvimento desta pesquisa.

À Lorena, pelo companheirismo constante, por todas as risadas, conversas, apoio e incentivo nos momentos acadêmicos e pessoais. Tudo o que vivenciamos, seja relacionado ao

trabalho ou à vida pessoal, teve papel fundamental para tornar essa trajetória mais leve, humana e significativa.

Aos meus amigos do José Walter, Francisco Vinícius (Chico), Pedro Luan, Allyson Levy, José Victor e Alessandra, pela amizade sincera, pelos momentos de descontração e pelo apoio constante, fundamentais para manter o equilíbrio entre a vida acadêmica e pessoal.

Ao meu orientador, Gabriel Nuto Nóbrega, pela orientação criteriosa, confiança, disponibilidade e valiosas contribuições científicas, fundamentais para meu crescimento acadêmico e para a qualidade deste trabalho.

À FUNCAP, pelo apoio financeiro concedido, essencial para a viabilização desta pesquisa.

A todos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização desta dissertação, minha sincera gratidão.

“Combativo, aguerrido, vibrante e forte. Sem demonstrar cansaço.”

(Fortaleza Esporte Clube)

RESUMO

Os manguezais são ecossistemas muito importantes e fundamentais para a mitigação das mudanças climáticas, principalmente por sua capacidade de sequestrar carbono (C). Porém, a expansão da carcinicultura em áreas estuarinas têm promovido alterações significativas nas condições físico-químicas do solo, com potenciais impactos sobre a dinâmica e a estabilidade da matéria orgânica. Com isso, este estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do descarte de efluentes da carcinicultura em três áreas impactadas, fazendo comparativo com trechos da mesma área com condições não impactadas. Os solos foram analisados para a quantificação dos teores de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado a minerais (COAM), além da caracterização da composição química da matéria orgânica por espectroscopia no infravermelho com reflectância difusa (FTIR-DRIFT). Índices de recalcitrância e análises multivariadas foram utilizadas para integrar os resultados e identificar os principais fatores associados às alterações observadas. Os resultados obtidos apontam que as áreas impactadas apresentam menores conteúdos de COT (21.66 g/kg), comparado as áreas não impactadas (23.16 g/kg), indicando que o aporte de material orgânico e nutrientes advindo dos cultivos de camarão resultam em uma maior decomposição da matéria orgânica. Porém, foi observado um maior acúmulo de carbono orgânico particulado nas áreas afetadas, principalmente nas camadas superficiais, confirmando um aporte de material recente e lábil. As análises de FTIR-DRIFT revelaram redução de compostos alifáticos e polissacarídeos e aumento relativo de grupos aromáticos e carbonílicos, mostrando a degradação mais rápida em áreas impactadas. Os índices de recalcitrância indicaram menor estabilidade do carbono em áreas impactadas comparada às não impactadas, obtendo médias de todas as frações combinadas de 57.49 e 59.74%, respectivamente, confirmando a intensificação dos processos de mineralização associada ao aumento do potencial redox do solo. Conclui-se que a carcinicultura altera a distribuição e a qualidade da matéria orgânica do solo em manguezais, promovendo um aumento da fração lábil do carbono sem favorecer a sua estabilização a longo prazo no solo. Esses resultados demonstram que manguezais afetados são menos eficientes em realizar o papel de sumidouros de carbono, ressaltando a necessidade de práticas de manejo que considerem não apenas os estoques de carbono, mas também a preservação do solo e do ecossistema.

Palavras-chave: carbono azul; dinâmica de carbono; solos hidromórficos; mudanças climáticas; FTIR-DRIFT; estabilidade de carbono.

ABSTRACT

Mangroves are highly important ecosystems and play a fundamental role in mitigating climate change, mainly due to their capacity to sequester carbon (C). However, the expansion of shrimp farming in estuarine areas has promoted significant changes in soil physicochemical conditions, with potential impacts on the dynamics and stability of organic matter. Therefore, this study aimed to evaluate the effects of shrimp farming effluent discharge in three impacted areas, in comparison with non-impacted sections of the same sites. Soils were analyzed to quantify total organic carbon (TOC), particulate organic carbon (POC), and mineral-associated organic carbon (MAOC), as well as to characterize the chemical composition of organic matter using diffuse reflectance infrared Fourier transform spectroscopy (FTIR-DRIFT). Recalcitrance indices and multivariate analyses were used to integrate the results and identify the main factors associated with the observed changes. The results indicate that impacted areas present lower TOC contents (21.66 g kg^{-1}) compared to non-impacted areas (23.16 g kg^{-1}), suggesting that the input of organic material and nutrients from shrimp farming enhances organic matter decomposition. However, a higher accumulation of particulate organic carbon was observed in impacted areas, especially in surface layers, confirming the input of recent and labile material. FTIR-DRIFT analyses revealed a reduction in aliphatic compounds and polysaccharides and a relative increase in aromatic and carbonyl groups, indicating faster degradation processes in impacted areas. Recalcitrance indices indicated lower carbon stability in impacted areas compared to non-impacted ones, with mean values for all combined fractions of 57.49% and 59.74%, respectively, confirming the intensification of mineralization processes associated with increased soil redox potential. It is concluded that shrimp farming alters the distribution and quality of soil organic matter in mangroves, promoting an increase in the labile carbon fraction without favoring its long-term stabilization in the soil. These results demonstrate that impacted mangroves are less efficient as carbon sinks, highlighting the need for management practices that consider not only carbon stocks but also soil conservation and ecosystem preservation.

Keywords: blue carbon; carbon dynamics; climate change; FTIR-DRIFT; soil organic carbon stability.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	HIPÓTESES	15
3	OBJETIVOS	16
3.1.	Objetivo Geral	16
3.2.	Objetivos Específicos	16
4	MATERIAL E MÉTODOS	17
4.1.	Área de Estudo	17
4.2.	Coleta de Amostras de Solo	18
4.3.	Granulometria do Solo	19
4.4.	Quantificação de Carbono Orgânico	19
4.5.	Fracionamento Físico do Carbono Orgânico do Solo	20
4.6.	Espectroscopia de Infravermelho FTIR/DRIFT e Índice de Recalcitrância	21
4.7.	Análises Estatísticas	21
5	RESULTADOS	22
5.1.	Caracterização das áreas de estudo	22
5.2.	Carbono orgânico total (COT) e das frações de carbono	25
5.3.	Espectroscopia no Infravermelho por Refletância Difusa (FTIR-DRIFT)	29
5.3.1.	<i>Caracterização grupos funcionais orgânicos – Cauassú</i>	31
5.3.2.	<i>Caracterização dos grupos funcionais orgânicos – Cacimbas</i>	33
5.3.3.	<i>Caracterização dos grupos funcionais orgânicos – Currais Velhos</i>	36
5.3.4.	<i>Análise de Componentes Principais (PCA)</i>	40
5.4.	Índice de Recalcitrância (IR)	42
5.5.	Análise discriminante (DA)	45
6	DISCUSSÃO	47
6.1.	Alterações físico-químicas como conseqüências do descarte dos efluentes da carcinicultura nos solos de manguezais	47

6.2.	Alteração nas frações particulada e associada a minerais do carbono orgânico em solos impactados pelo descarte de efluentes da carcinicultura	48
6.3.	Mudanças na composição da MOS e na recalcitrância do carbono orgânico para solos de manguezais afetados por efluentes da carcinicultura.....	49
7	CONCLUSÃO	52
	REFERÊNCIAS	54

1 INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas tropicais costeiros situados em áreas sujeitas à influência das marés, desenvolvendo-se sobre solos tiomórficos (ICMBIO, 2018; ALONGI, 2014, WANG et al., 2019). Essas florestas ocorrem na interface entre a terra e o mar, onde formam um importante amortecedor ecológico e servem como berçários para muitas espécies marinhas (FRIESS et al., 2019, 2020). No Brasil, a distribuição dos manguezais ocorre ao longo da costa entre os estados do Amapá e Santa Catarina (BERNARDINO et al., 2024; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; FERREIRA et al., 2022), cobrindo cerca de 12.148 km², respondendo por cerca de 8,3 % da área de manguezais no mundo e classificando o país como o segundo lugar em cobertura por manguezais (JIA et al., 2023).

Os ecossistemas de manguezais são compostos por um número relativamente pequeno de espécies vegetais, mas sustenta uma alta diversidade de fauna associada (FRIESS et al., 2019; KAUFFMAN et al., 2020). A vegetação predominante nesses ambientes é composta por espécies adaptadas à salinidade elevada, à baixa oxigenação do solo e às flutuações no regime hídrico (FERREIRA et al., 2024; KAUFFMAN et al., 2020). Apesar da aparente simplicidade, as florestas de mangue, por sua vez, são ecossistemas altamente produtivos e ricos em biodiversidade (FRIESS et al., 2019; ALONGI, 2014). Apesar de ocupar uma área global relativamente pequena, os manguezais fornecem uma quantidade desproporcionalmente grande de serviços ecossistêmicos. (FRIESS et al., 2019). Esses ecossistemas são altamente produtivos e desempenham funções ecológicas essenciais, sendo um dos biomas com maior densidade de carbono no planeta (CHATTING et al., 2024; KRISTENSEN et al., 2008). Além disso, os manguezais são fundamentais para a proteção da linha costeira, a ciclagem de nutrientes e servem como abrigo para diversas espécies (MENÉNDEZ et al., 2020; MUKHERJEE et al., 2014).

Esses ecossistemas altamente produtivos e ricos em matéria orgânica desempenham um papel crucial no ciclo global do carbono, atuando como importantes mitigadoras de mudanças climáticas (CHATTING et al., 2024; BERNARDINO et al., 2024; GOMES et al., 2021; MURDIYARSO et al., 2015). Eles possuem a capacidade de armazenar carbono por escalas temporais geológicas, o que lhes confere uma importância ecológica única (NELLEMANN et al., 2009; PIÑERO-JUNCAL et al., 2025; ROBIN et al., 2024; MURDIYARSO et al., 2021). Em particular, os solos de manguezais localizados em regiões tropicais semiáridas apresentam um potencial ainda mais significativo, sendo capazes de

armazenar até seis vezes mais carbono do que outras formações vegetais típicas do semiárido brasileiro (NÓBREGA et al., 2019).

De fato, os manguezais se destacam por sua elevada produtividade líquida e baixas taxas de decomposição devido às características dos solos, o que contribui para seu papel de sumidouro de carbono (KAUFFMAN et al., 2018; ICMBIO, 2018). Comparando apenas a biomassa aérea, as taxas de sequestro de carbono por área nos manguezais são comparáveis à das florestas tropicais úmidas; entretanto, ao incluir a biomassa subterrânea e os estoques de carbono do solo, os manguezais superam significativamente qualquer floresta terrestre em termos de capacidade de armazenamento (MURDIYARSO et al., 2015; BERNARDINO et al., 2024; KAUFFMAN et al., 2018). Essa eficiência é atribuída às estratégias fisiológicas adaptativas às condições estuarinas, como a baixa taxa de transpiração, a alta eficiência no uso da água e o acúmulo substancial de biomassa subterrânea, especialmente na forma de raízes, que favorecem o sequestro de carbono a longo prazo (BALL, 1996; ROVAI et al., 2021). Além disso, as condições de saturação dos solos por água restringem a decomposição aeróbia, que é mais energética, uma vez que a difusão do oxigênio no solo é limitada. Dessa forma, a matéria orgânica nesses ecossistemas é predominantemente decomposta por vias metabólicas anaeróbias, como a fermentação microbiana e a respiração utilizando óxidos de ferro e sulfato como aceptores finais de elétrons. Essas vias possuem menor rendimento energético e, portanto, são menos eficientes na degradação da matéria orgânica (ALONGI, 2014; KRISTENSEN, 2007; NÓBREGA et al., 2016). Além disso, a ocorrência de interações entre os compostos orgânicos e os óxidos de ferro promovem a estabilização de matéria orgânica metabolizável possibilitando o acúmulo nos solos (RUIZ et al., 2024).

Assim, devido à sua importância ambiental, os manguezais são reconhecidos pela legislação brasileira como Áreas de Preservação Permanente (APP), sendo protegidos pelo Código Florestal e outras normativas que visam garantir sua conservação e integridade ecológica, porém embora a legislação brasileira para os manguezais seja abundante e restritiva, ela falha ao não considerar habitats de amortecimento que protejam essas áreas dos impactos antrópicos (ADAME et al., 2024; BRASIL, 2018; ICMBIO, 2018; FERREIRA; LACERDA, 2016; MAIA et al., 2006).

Neste sentido, a carcinicultura, apesar de seu papel relevante para a economia local e nacional, tem causado impactos ambientais significativos, especialmente em áreas de manguezais. No Nordeste brasileiro, os manguezais têm sido submetidos a intensas pressões devido à expansão dessa atividade, que utiliza a água estuarina como corpo receptor de seus efluentes (NÓBREGA et al., 2014; BARCELLOS et al., 2019; QUEIROZ et al., 2019; MAIA,

2006). Entre os principais impactos estão as alterações nos parâmetros físico-químicos da água e nos ciclos biogeoquímicos do manguezal, resultando na degradação de habitats, contaminação de corpos d'água pelo uso de produtos químicos, assoreamento, eutrofização, redução da biodiversidade e salinização do lençol freático (NÓBREGA et al., 2014; BARCELLOS et al., 2019; QUEIROZ et al., 2019). Além disso, a carcinicultura tem gerado conflitos sociais, como a desestruturação de comunidades de pescadores artesanais (GOMES, BATISTA & LIMA, 2018; DE PAULA, 2018).

Um dos impactos mais significativos dessa atividade é a conversão de áreas de manguezal em viveiros de camarão, o que pode resultar na perda de até 82% dos estoques de carbono do ecossistema, com a maior parte dessa perda ocorrendo nos solos. Estima-se que essa conversão resulte em emissões médias de 1.390 Mg CO₂ por hectare, sendo aproximadamente 81% provenientes da perda de carbono do solo, valor equivalente a cerca de 182 anos de acúmulo de carbono em manguezais não impactados (KAUFFMAN et al., 2018).

Além disso, os efluentes da carcinicultura podem alterar a salinidade dos solos de manguezal, o que afeta a decomposição da matéria orgânica e a dinâmica do carbono no solo (SUAREZ-ABELÉNDIA et al., 2014). As condições físico-químicas dos solos de manguezal, influenciadas pela atividade da carcinicultura, também podem alterar a dinâmica do carbono, com efeitos diferentes nas frações do carbono ao longo da profundidade do solo, inclusive em profundidades superiores a um metro (KAUFFMAN et al., 2018; BARCELLOS et al., 2019; QUEIROZ et al., 2019). Neste sentido, o descarte de efluentes altera os ciclos biogeoquímicos do ferro e do enxofre, modificando as condições redox do solo, o que afeta diretamente a atividade microbiana responsável pela decomposição da matéria orgânica. Essas mudanças comprometem a estabilização do carbono e intensificam a liberação de gases de efeito estufa, como CO₂ e CH₄, representando uma ameaça significativa ao equilíbrio climático global (MACREADIE et al., 2025; NÓBREGA et al., 2016; 2019; SUAREZ-ABELÉNDIA et al., 2014).

Neste sentido, faz-se necessário aprofundar os impactos do descarte de efluentes de carcinicultura sobre capacidade de acúmulo de carbono, principalmente considerando alterações na recalcitrância e permanência da matéria orgânica do solo. O fracionamento físico e caracterização molecular da matéria orgânica, por exemplo, se tornam importantes ferramentas para entender a dinâmica do carbono, uma vez que as frações de carbono particulado (COP) e associada a minerais (COAM) possuem dinâmicas distintas (LEUTHOLD et al., 2024; RUIZ et al., 2024). Enquanto COP é composto por materiais orgânicos estruturais e resíduos microbianos, apresenta maior variabilidade química, relação C:N elevada e rápida

decomposição, O COAM é formado por compostos de baixa massa molecular associados a superfícies minerais, é mais estável e resistente à decomposição microbiana (LEUTHOLD et al., 2024).

Considerando esse contexto, a dissertação terá como objetivo analisar os impactos dos efluentes de carcinicultura no carbono orgânico e em suas frações em áreas de manguezais afetados. Para avaliar a qualidade e a estabilidade do carbono, a Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) destaca-se por identificar grupos funcionais e inferir o grau de humificação da matéria orgânica do solo. Permitindo detectar diferenças qualitativas e semiquantitativas na composição aromática e alifática, avaliando seu estado de decomposição e preservação e nos grupos funcionais orgânicos presentes (BARANČÍKOVÁ et al., 1997; TIVET et al., 2013). O estudo buscou compreender como a entrada de efluentes altera os conteúdos, características moleculares e a estabilidade das frações COP e COAM e quais são as implicações para o armazenamento de carbono no solo. Os resultados poderão fornecer subsídios científicos para a formulação de estratégias de manejo sustentável da carcinicultura, conciliando desenvolvimento econômico e conservação ambiental.

2 HIPÓTESES

Apesar do aporte de resíduos orgânicos oriundos da atividade de carcinicultura, os solos de manguezais impactados não apresentam, necessariamente, um aumento significativo nos teores de carbono orgânico total (COT), uma vez que a matéria orgânica adicionada tende a sofrer rápida degradação, dificultando sua incorporação e estabilização no solo. Além disso, alterações nas condições físico-químicas desses ambientes, como o aumento da salinidade, do pH e da condutividade elétrica, podem intensificar a mineralização do carbono e favorecer sua exportação na forma dissolvida. Como consequência, espera-se que os solos impactados apresentem uma menor proporção da fração particulada de carbono (COP), considerada mais lábil e biologicamente ativa, em comparação aos manguezais preservados. Tais condições também contribuem para a modificação do carbono do solo, promovendo a perda das frações menos estáveis, o que compromete o funcionamento desse ecossistema bem como o potencial de sequestro de carbono nos ecossistemas manguezais afetados pelos efluentes da carcinicultura.

3 OBJETIVOS

3.1. Objetivo Geral

Avaliar os efeitos dos efluentes da carcinicultura nas características da matéria orgânica em solos de manguezais, por meio da comparação entre áreas afetadas e não afetadas, com ênfase na distribuição granulométrica, qualidade e estabilidade das frações de carbono.

3.2. Objetivos Específicos

- Caracterizar as propriedades físico-químicas dos solos de manguezais afetados e não afetados pela carcinicultura e inferir as principais propriedades envolvidas na decomposição da matéria orgânica.
- Quantificar os teores de carbono orgânico total (COT) nos solos de manguezais sob influência e sem influência dos efluentes da carcinicultura.
- Avaliar a distribuição das frações físicas do carbono orgânico, com destaque para as frações lábeis e estáveis, comparando áreas afetadas e não afetadas.
- Realizar a análise de espectroscopia no infravermelho (FTIR), visando identificar alterações associadas à influência dos efluentes da carcinicultura e o percentual de recalcitrância para cada fração do carbono orgânico.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de Estudo

A área de estudo está localizada na região estuarina do Rio Acaraú, Ceará (NE-Brasil). Esta região destaca-se por sua relevante importância ecológica, social e econômica, sobretudo devido à presença de extensos manguezais que atuam na proteção da zona costeira, na conservação da biodiversidade e no suporte às comunidades tradicionais (SILVA e SOUZA, 2006; MAIA, 2016). No entanto, essa área também tem sido fortemente impactada pela expansão da carcinicultura, atividade que, embora contribua economicamente, exerce pressão sobre os ecossistemas locais, especialmente os manguezais, comprometendo seus serviços ambientais e afetando diretamente os modos de vida das populações que deles dependem (QUEIROZ et al., 2013; SILVA e SOUZA, 2006).

O clima da região é classificado como subúmido seco, conforme a classificação climática de Thornthwaite, do tipo BSw'h de acordo com a classificação de Köppen, apresentando um índice de aridez (IA) de 62,03 (FUNCEME, 2024). A precipitação anual média é de 1.140 mm, concentrando-se principalmente nos meses de fevereiro a maio. As temperaturas médias anuais variam entre 26°C e 28°C, sendo o clima influenciado pela proximidade do litoral e pelos sistemas atmosféricos regionais (FUNCEME, 2024). A região costeira do município de Acaraú é caracterizada por um regime de marés do tipo mesomaré, com variações que oscilam entre -0,2 m nas marés baixas e até 3,6 m nas marés altas (TABUADEMARES, 2025). A geologia do local é marcada por terrenos arenosos de dunas e aluviões do Quaternário, e por sedimentos areno-argilosos, com níveis conglomeráticos intercalados, datados do Terciário/Quaternário (CPRM, 1998).

No estuário, os locais de estudo foram selecionados três setores onde foram coletadas amostras em áreas impactadas e não, de forma a representar diferentes níveis de impacto ambiental relacionados à atividade de carcinicultura. Ao todo, foram escolhidos três setores: Cacimbas, Curral Velho e Cauassu.

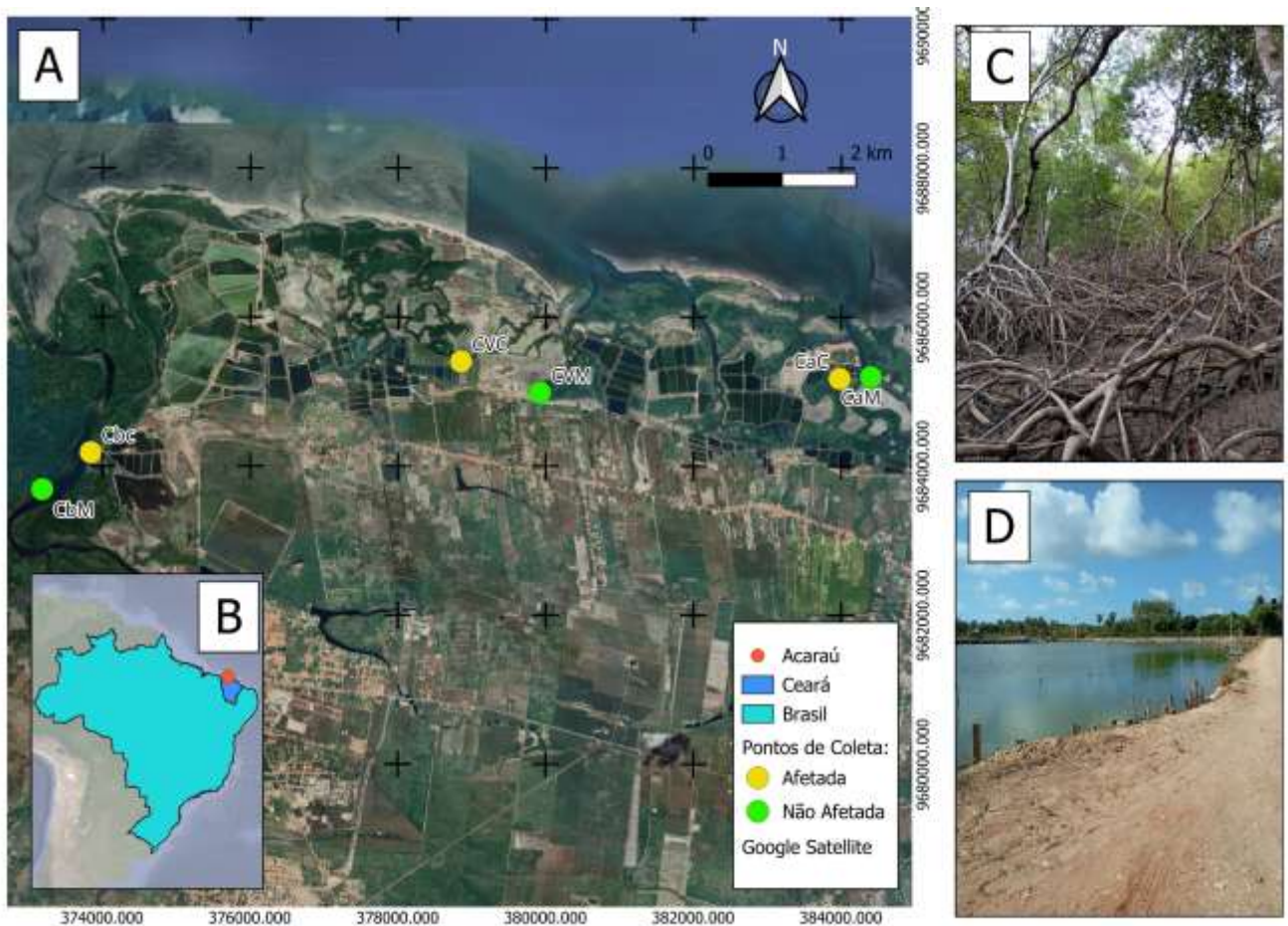


Figura 1. (A) Localização das áreas de estudo indicando os locais afetados pelos efluentes da Carcinicultura (CvC – Currais Velhos; CaC – Cauassu; e CbC – Cacimbas) e as áreas não afetadas (CvM – Currais Velhos; CaM – Cauassu; e CbM – Cacimbas) no município de Acaraú no Ceará, Brasil (A e B). Em destaque, imagens da área não afetada (C) e referente aos tanques de Carcinicultura de Cauassú (D). **Fonte:** Autor.

4.2. Coleta de Amostras de Solo

Em cada um dos setores, as amostras foram coletadas durante a maré baixa em dois pontos distintos: um localizado em regiões diretamente afetadas pelos efluentes da carcinicultura (e.g., CaC, CvC, e CbC) e outro em áreas não afetadas (e.g., CaM, CvM e CbM). Essa estratégia de amostragem permitiu a avaliação das diferenças nas características químicas e biológicas dos solos de manguezais, associadas à influência dos efluentes.

Em cada ponto de coleta foram retiradas cinco amostras de solo utilizando tubos de PVC, com aproximadamente 70 cm de comprimento e 50 mm de diâmetro, acoplados a um trado amostrador de solos alagados. Após a coleta, as amostras foram seladas hermeticamente, transportadas na posição vertical no qual foram retiradas e seccionadas em intervalos de 0-5, 5-

10, 10-20, 20-30 e 30-50 cm. Cada seção foi acondicionada em sacos plásticos devidamente identificados e enviada ao laboratório sob refrigeração para análises.

Durante a coleta, os valores do potencial redox (Eh) e pH foram obtidos no campo com o uso de eletrodos portáteis em amostras coletadas utilizando um trado cilíndrico semi-aberto. O pH foi medido com um eletrodo de vidro previamente calibrado com soluções padrão de pH 4,0 e 7,0, enquanto o Eh foi medido utilizando um eletrodo de platina, com ajuste para o eletrodo padrão de calomelano (acrescentando +244 mV). Posteriormente, parte das amostras foram secas para determinação da granulometria, quantificação dos conteúdos de C e fracionamento da matéria orgânica, enquanto outra porção permaneceu congelada até a análise para fracionamento do Fe.

4.3. Granulometria do Solo

A análise granulométrica foi conduzida utilizando uma combinação de métodos físicos e químicos. O método físico envolveu agitação horizontal a 250 rpm durante 16 horas, enquanto o método químico utilizará uma solução de hexametáfosfato de sódio $[\text{Na}(\text{PO}_3)_6]$, concentração 5 g L^{-1} , para dispersão das partículas. A razão entre a quantidade de solo e a solução dispersante foi de 20 g de solo úmido para 30 mL de solução.

A fração areia foi determinada por peneiramento, utilizando uma malha de $53 \mu\text{m}$, seguida de lavagem com água destilada. As frações finas (silte e argila) foram determinadas pelo método do densímetro (BOUYOUCOS, 1927), em que a densidade da suspensão de solo (1.000 mL) foi medida em dois intervalos de tempo: 30 segundos (t_1) e 2 horas (t_2). A fração de cada classe de partícula será calculada por meio das seguintes equações:

$$\% \text{Argila} + \% \text{Silte} = \left[\frac{(t_1 - \text{Branco})}{TFSE} \right] \times 100 \times f \quad \text{Eq. 1}$$

$$\% \text{Argila} = \left[\frac{(t_2 - \text{Branco})}{TFSE} \right] \times 100 \times f \quad \text{Eq. 2.}$$

$$\% \text{Silte} = \text{Eq. 1} - \text{Eq. 2} \quad \text{Eq. 3}$$

$$\% \text{Areia} = 100 - \text{Eq. 1} \quad \text{Eq. 4}$$

4.4. Quantificação de Carbono Orgânico

Para a determinação do carbono orgânico total (COT), as amostras foram inicialmente pré-tratadas com solução de ácido clorídrico 1 M, permanecendo em repouso por uma noite, com o objetivo de remover os carbonatos e bicarbonatos presentes. Em seguida,

submetidas à centrifugação a 3.500 RPM por 10 minutos para separação do sobrenadante, o qual foi descartado. O procedimento foi repetido duas vezes com água destilada para garantir o completo enxágue. Após essa etapa, o solo foi macerado e encaminhado para análise em Analisador Elemental, onde foi quantificado o carbono orgânico total (TEIXEIRA *et. al.*, 2017).

4.5. Fracionamento Físico do Carbono Orgânico do Solo

A metodologia adotada para o fracionamento do carbono orgânico foi baseada nos procedimentos descritos por Lopez-Sangil & Rovira (2013), Cotrufo *et. al.* (2019), Leuthold *et. al.* (2024) e Ruiz *et. al.* (2024), consistindo na separação das frações de carbono orgânico no solo de acordo com o tamanho das partículas e sua associação com os minerais. O objetivo é compreender a dinâmica do carbono orgânico no solo em função das frações de carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado aos minerais (COAM), a separação dessas frações por métodos como densidade e tamanho é essencial para isolar componentes funcionalmente distintos, permitindo uma análise mais robusta da estabilização e do sequestro de carbono no solo (Leuthold *et al.*, 2024).

Para a análise, 10 g de amostra de solo de massa seca foram transferidas para tubos Falcon para centrífuga contendo 40 mL de água deionizada. As amostras foram submetidas à agitação em agitador orbital por 1 hora a 120 rpm, seguidas de centrifugação por 15 minutos a $3000 \times g$. Após essa etapa, o sobrenadante foi descartado para remover sais solúveis que poderiam interferir no processo de dispersão física.

Em seguida, a suspensão resultante foi fracionada por peneiramento úmido utilizando peneiras com malhas de 20 μm . As partículas retidas nas peneiras, correspondentes às frações com partículas $>53 \mu\text{m}$, são identificadas como carbono orgânico particulado (COP). Essas frações foram coletadas, secas em estufa a 60 °C, moídas e peneiradas antes da análise de carbono orgânico.

A suspensão contendo partículas com diâmetros $<53 \mu\text{m}$, foi coletada em recipiente de vidro, transferida para tubos de centrífuga e submetida à centrifugação a $6000 \times g$ por 10 minutos para isolar a fração $<20 \mu\text{m}$. Essa fração, corresponde ao carbono orgânico associado a minerais (COAM), que foi seca em estufa antes de ser submetida às análises de quantificação de carbono no Analisador Elemental.

4.6. Espectroscopia de Infravermelho FTIR/DRIFT e Índice de Recalcitrância

Para a análise de Espectroscopia de Infravermelho, as amostras das diferentes frações de carbono orgânico (COP e COAM) foram previamente maceradas em um almofariz antes da realização das análises. A determinação de cada amostra será conduzida utilizando um Espectrômetro FTIR Cary 630 (Agilent®), com o objetivo de identificar os grupos funcionais presentes, como ácidos carboxílicos, aminas, amidas e grupos hidroxila (CBQ, 2016).

As análises serão realizadas na faixa espectral de 4000 a 400 cm^{-1} , com uma resolução de 16 cm^{-1} . Os espectros obtidos foram expressos em absorbância e processados por meio do software OriginLab 8.0 (www.originlab.com), conforme descrito por Costa et al. (2016).

Para a avaliação da estabilidade relativa do carbono orgânico presente nos solos, foi calculado o Índice de Recalcitrância, com base nas bandas espectrais obtidas por espectroscopia no infravermelho com reflectância difusa (FTIR-DRIFT). O índice foi determinado pela razão entre a absorbância na faixa de $\sim 1600 \text{ cm}^{-1}$, atribuída às vibrações das ligações C=C de anéis aromáticos (indicadoras de compostos mais recalcitrantes), e a absorbância na faixa de 2920 cm^{-1} , correspondente a estiramentos C-H de cadeias alifáticas (associadas a compostos mais lábeis e de rápida degradação). A relação aplicada foi:

$$\text{Índice de Recalcitrância} = \frac{\text{Abs}(1600 \text{ cm}^{-1})}{\text{Abs}(1600 \text{ cm}^{-1}) + \text{Abs}(2920 \text{ cm}^{-1})}$$

Esse índice permitiu inferir o grau de recalcitrância da matéria orgânica presente no solo, sendo valores mais elevados indicativos de maior proporção de compostos estáveis e, portanto, maior potencial de sequestro de carbono a longo prazo.

4.7. Análises Estatísticas

Para as análises estatísticas foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis devido a 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, Curral Velho e Cauassú) nas duas condições (afetada e não afetada).

5 RESULTADOS

5.1. Caracterização das áreas de estudo

Considerando todos os solos estudados, observou-se um predomínio da fração silte (média±desvio padrão: 41,8±12,7%), seguido pela fração areia (média±d.p.: 32,1±13,9%) e argila (média±d.p.: 26,1±10,9%). Quando comparadas as diferentes condições (impactado vs. não impactado), foi observado uma diferença estatística para os teores de areia ($p=0,026$) e argila ($p=0,049$), com maior conteúdo de areia (média±d.p.: 35,1±15,6%) e menores conteúdos de argila (média±d.p.: 23,9±11,2%) nas áreas não impactadas comparado às áreas impactadas (média±d.p.: 29,0±11,3 e 28,3±10,2% para as frações areia e argila, respectivamente). Do mesmo modo, o setor Cacimbas (CbM e CbC) apresentou os menores conteúdos de areia (média±d.p.: 19,4±6,8%) e maiores conteúdos de argila (média±d.p.: 36,2±6,8%) quando comparado à currais velhos (CvC e CvM; média±d.p.: 39,2±17,0 e 23,1±11,7% para as frações areia e argila) e Cauassú (CaM e CaC; média±d.p.: 34,5±6,4 e 21,6±7,4% para as frações areia e argila, respectivamente).

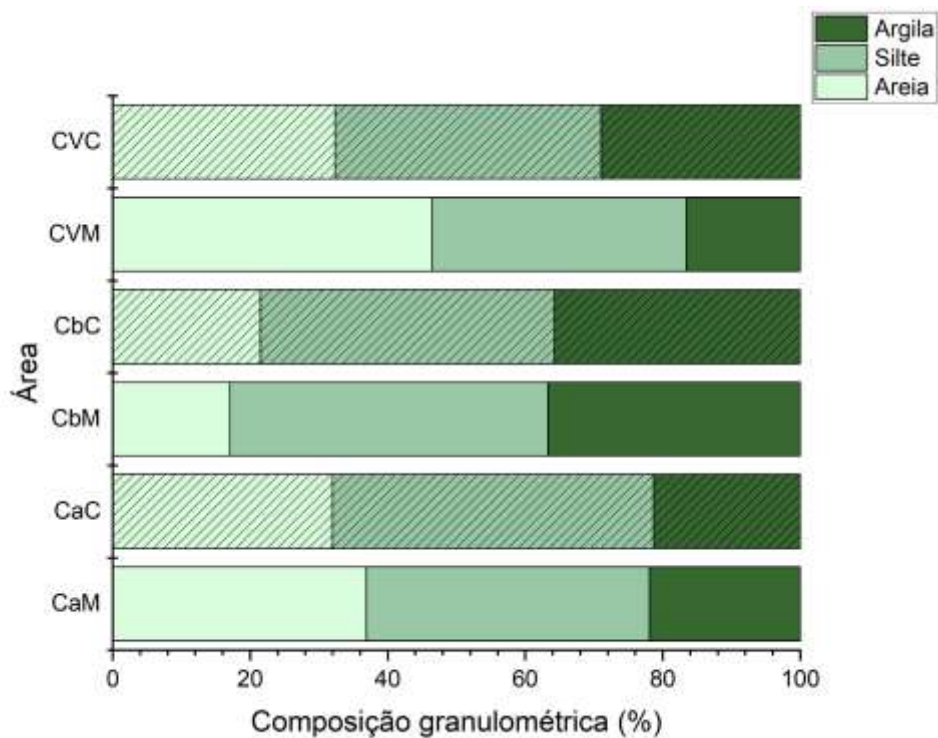


Figura 2. Distribuição média das frações texturais (areia, silte e argila) nas seis áreas avaliadas, sendo elas, Cauassú afetada e não afetada (CaC e CaM), Cacimbas afetada e não afetada (CbC e CbM) e Currais Velhos afetada e não afetada (CvC e CvM)

Os valores de pH medidos variaram entre 6,5 e 7,8. Os valores médios de pH não apresentaram diferenças significativas entre as áreas afetadas (média: $7,0 \pm 0,3$) e não afetadas ($7,1 \pm 0,3$). Do mesmo modo, não foi observado diferença estatística nos valores de pH entre os três setores analisados (médias: $7,2 \pm 0,2$; $7,1 \pm 0,1$ e $7,0 \pm 0,4$ para Cauassu, Cacimbas e Curral Velho). Mesmo quando comparado em cada setor, não foi observado diferenças estatísticas entre os valores de pH entre as condições impactadas e não impactadas (médias: $7,1 \pm 0,2$ e $7,2 \pm 0,2$ para CaC e CaM; $7,1 \pm 0,1$ para CbC e CbM; e $6,9 \pm 0,3$ e $7,1 \pm 0,4$ para CvC e CvM, respectivamente; Figura 3).

Por outro lado, 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 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).

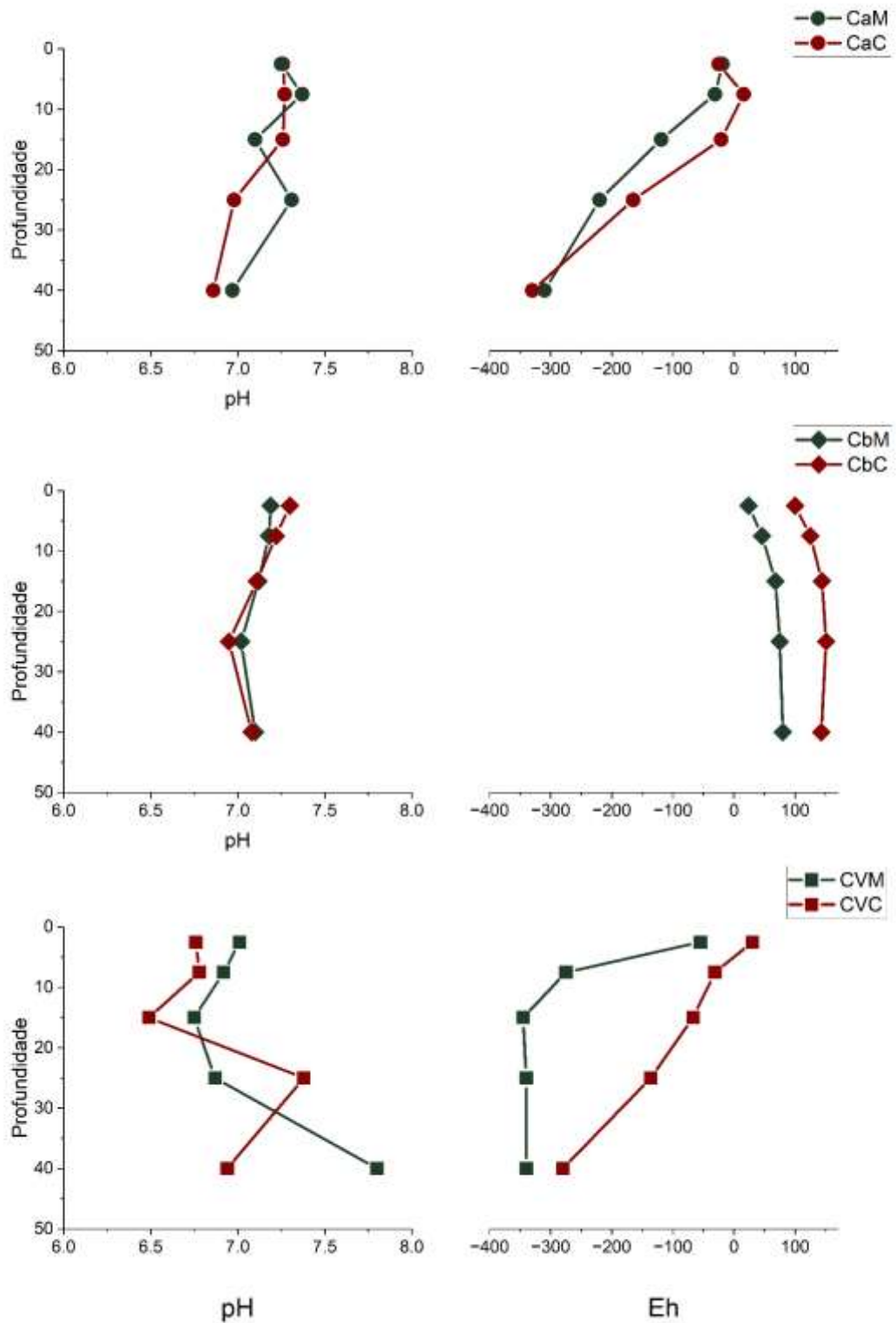


Figura 3. Perfis verticais de pH e potencial de oxirredução (Eh) ao longo da profundidade do solo (0-50 cm) nas áreas de Cauassú (Ca), Cacimbas (Cb) e Currais Velhos (Cv), comparando ambientes não afetados (M) e afetados (C) pela carcinicultura.

5.2. Carbono orgânico total (COT) e das frações de carbono

Em relação ao COT nas áreas não afetadas, houve uma variação média de 28,9 g kg⁻¹ nas camadas superficiais e 18,1 g kg⁻¹ em profundidade, indicando maior acúmulo de carbono em superfície, e uma média geral de 23,5±9,4 g kg⁻¹. Na área afetada, seguiu-se o mesmo padrão com maiores conteúdos em superfície (Máximo de 26,7 g kg⁻¹ na camada 0-5 cm) e menores conteúdos em profundidade (Mínimo de 19,3 g kg⁻¹ na camada 20-30 cm), apresentando um valor médio igual a 21,7±10,2 g kg⁻¹, indicando um decréscimo no conteúdo de COT nos solos afetados pela carcinicultura.

Para o Cauassú (Ca), observou-se valores altos em todas as profundidades, tanto na situação afetada quanto não afetada, e a distribuição no perfil do solo homogêneo, sem mudanças abruptas. Os conteúdos de COT na área CaM apresentaram uma variação entre 24,2 a 30,6 g kg⁻¹, com os maiores valores observados na profundidade intermediária de 10-20 cm, e atingindo uma média de 27,8±2,4 g kg⁻¹. Já em CaC, tiveram média menores e menos variados, oscilando entre 25,4 a 28,6 g kg⁻¹, atingindo uma média de 26,8±1,2 g kg⁻¹.

Na área de Cacimbas, no geral, apresentou resultados médios menores em todas as frações comparado às outras áreas. No carbono orgânico total, na área não afetada atingiu valores médios de 22,0 g kg⁻¹ na superfície do perfil e teve um decréscimo em gradiente até a maior profundidade (30-50 cm), onde atingiu a média de 8,5 g kg⁻¹, e obtendo uma média geral de 13,1±5,4 g kg⁻¹. Valores ainda menores foram obtidos nas áreas afetadas, com variação de médias dentro do perfil de 11,6 g kg⁻¹ na camada superficial com decréscimo até a camada 10-20 cm, atingindo o valor mínimo de 8,3 g kg⁻¹, e a média geral de todas as profundidades foi de 9,7±1,3 g kg⁻¹.

Currais Velhos (Cv) apresentou a maior média em comparação às outras áreas. Na área não afetada, foram obtidos os maiores valores de COT nas camadas superficiais, com 35,8, 39,0 e 34,2 g kg⁻¹, nas camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente, apresentando um decréscimo nas camadas mais profundas e uma média geral de 29,5±9,6 g kg⁻¹. Em CvC, observou-se maior heterogeneidade no perfil do solo, com uma média máxima de 42,1 g kg⁻¹ na camada 0-5 cm e média mínima de 20,7 g kg⁻¹ na camada 20-30 cm, além disso, uma média geral de 28,6±9,5 g kg⁻¹.

Comparando os conteúdos de carbono orgânico associado aos minerais (COAM) nas situações afetadas e não afetadas, observou que as áreas não afetadas apresentam um maior conteúdo em superfície (26,9 g kg⁻¹) e a menor na camada mais profunda (17,0 g kg⁻¹), e a conteúdo média de 22,1±9,2 g kg⁻¹. Para as áreas afetadas, a média foi de 20,1±9,4 g kg⁻¹, com

a cont eudo m axima sendo atingida em superfície com 25,6 g kg⁻¹ em superfície e a mínima de 16,0 g kg⁻¹ na maior profundidade, seguindo a mesma tendência da área não afetada.

Para o COAM, as áreas de Cauassú também apresentaram valores elevados em ambas as condi es. Em CaM, a varia o foi de 23,5 a 32,3 g kg⁻¹ ao longo do perfil, com o seu maior valor obtido na camada superficial de 0-5 cm, e uma média de 27,4±3,3 g kg⁻¹ de carbono orgânico associado a minerais. A  rea afetada obteve uma varia o de valores de COAM entre 24,8 a 30,0 g kg⁻¹ com seu máximo também na camada de 0-5 cm, e um valor médio superior, atingindo 27,7±2,1 g kg⁻¹.

Em Cacimbas, os cont edoss de COAM para a área não impactada (CbM) variaram de 8,8 a 16,4 g kg⁻¹, sendo a máxima atingida na camada superficial, atingindo uma média de 10,9±3,3 g kg⁻¹. Já para CbC, os valores também foram baixos em compara o às outras áreas, e conseqüentemente menores que CbM, com uma média geral de todo perfil de 9,7±1,2 g kg⁻¹. Para Currais Velhos, o COAM se manteve alto em ambas as condi es. CVM variou de 18,3 a 33,3 g kg⁻¹, com média de 28,0±6,0 g kg⁻¹, já para CVC, o cont eudo de carbono orgânico chegou a máxima de 36,2 g kg⁻¹, com média de 22,9±9,4 g kg⁻¹.

Para a fra o de COP em rela o a situa o da área, apresentou um comportamento distinto das demais fra es. As áreas não afetadas, tiveram uma média de 24,7±14,2 g kg⁻¹, e assim como nas outras fra es, o maior valor médio de cont eudo de carbono foi obtido em superfície, com 30,7 g kg⁻¹ e o menor em profundidade com 16,9 g kg⁻¹. Nas áreas afetadas, a média foi de 31,8±20,9 g kg⁻¹ com máxima de 42,2 g kg⁻¹ na camada 0-5 cm, indicando o acúmulo desse material particulado pelo impacto do cultivo de camarão.

A fra o de carbono orgânico particulado na área de Cauassú foi onde se obteve maior variabilidade. Em CaM, a varia o das médias ao longo do perfil foi de 31,8 a 42,8 g kg⁻¹, com média de 37,0±4,4 g kg⁻¹, obtendo seu maior valor na camada 10-20 cm. A  rea afetada (CaC) mostrou resultados semelhantes a isso, com varia o de 28,9 a 44,8 g kg⁻¹ e média geral de 36,7±5,7 g kg⁻¹.

Em Cacimbas, a fra o COP apresentou valores baixos em todas as áreas, na região não impactada, houve uma varia o de 30,8 g kg⁻¹ na região de 0-5 cm, para apenas 4,7 g kg⁻¹ na camada 20-30 cm. A  rea afetada se mostrou com a mesma tendência, com o perfil todo apresentando um baixo cont eudo de carbono, com o maior valor sendo um 15,7 g kg⁻¹ na profundidade de 20-30 cm. As médias para às condi es dessa área foram de 13,1±10,8 e 10,6±4,6 g kg⁻¹, para CbM e CbC respectivamente.

Em Currais Velhos, a  rea CvM (Não impactada), teve uma varia o nos valores médios ao longo do perfil de 4,2 a 40,6 g kg⁻¹, com uma redu o nas camadas mais profundas,

e uma média de $23,6 \pm 14,4 \text{ g kg}^{-1}$. Já a área impactada (CvC), apresentou uma média de $48,2 \pm 23,3 \text{ g kg}^{-1}$, com os maiores resultados sendo observados em superfície, com 80,0; 50,6; e 50,5; nas profundidades 0-5; 5-10 e 10-20 cm, respectivamente.

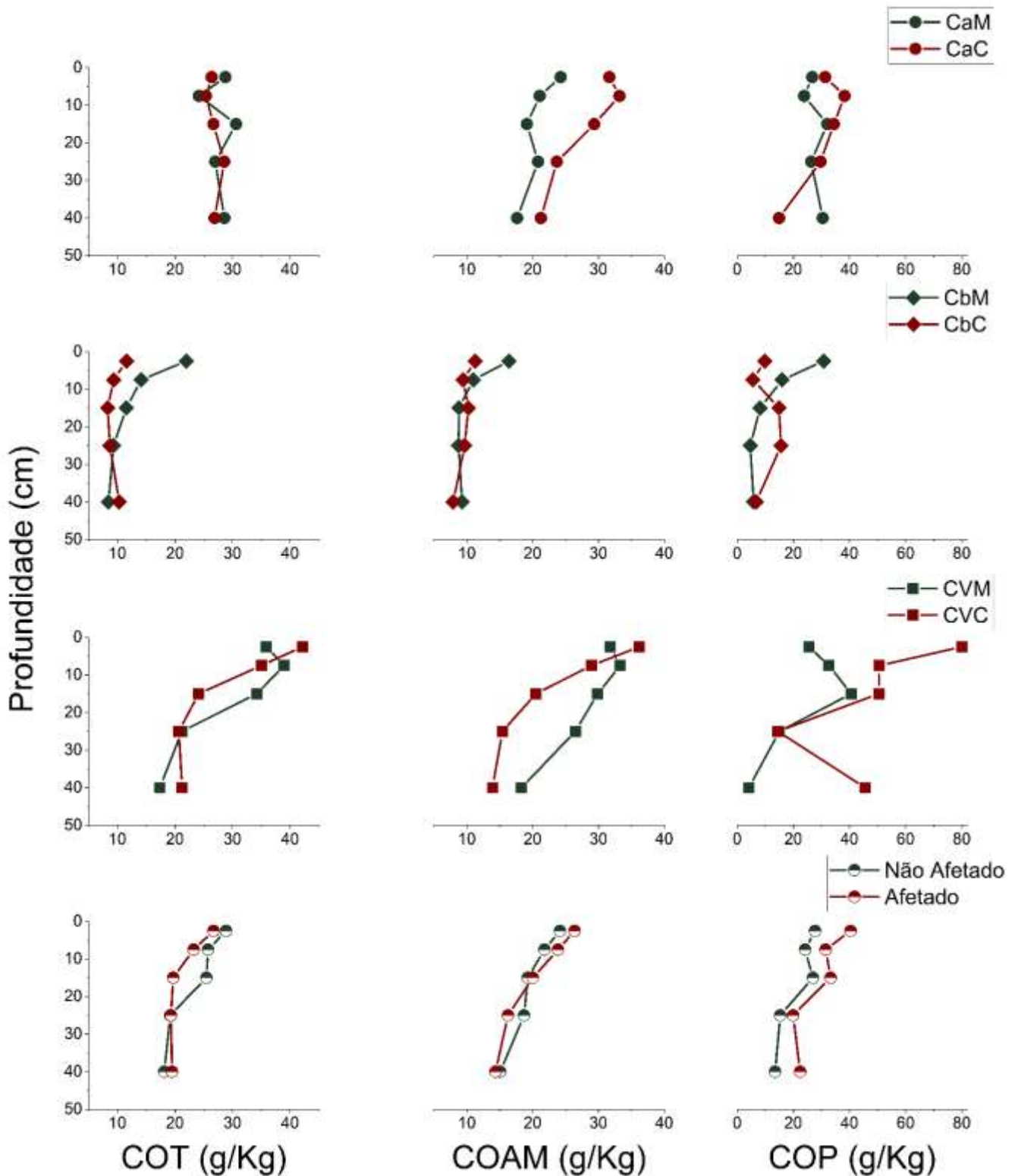


Figura 5. Perfis verticais de conteúdo de Carbono ao longo da profundidade do solo (0-50 cm) nas áreas de Cauassú, Cacimbas e Currais Velhos, para as frações de carbono orgânico total (COT), carbono orgânico associado a minerais (COAM) e carbono orgânico particulado (COP), comparando ambientes não afetados (M) e afetados (C) pela carcinicultura.

5.3. Espectroscopia no Infravermelho por Refletância Difusa (FTIR-DRIFT)

Os espectros DRIFT dos solos de manguezal das áreas de Cauassú, Cacimbas e Currais Velhos, sob condições afetadas e não afetadas (Figura 1), apresentaram padrões semelhantes quanto aos grupos funcionais detectados, mas com variações na intensidade relativa das bandas. Observou-se um conjunto de sinais característicos da matéria orgânica do solo (MOS), incluindo contribuições de compostos lábeis e recalcitrantes.

A banda larga em torno de 3400 cm^{-1} , atribuída ao estiramento O–H e N–H, indica a presença de hidroxilas de substâncias húmicas e água adsorvida à matriz mineral, sendo ligeiramente mais intensa nas áreas não afetadas. As bandas próximas a 2920 e 2850 cm^{-1} , relacionadas ao estiramento C–H de cadeias alifáticas, apresentaram intensidade moderada, evidenciando lipídeos e ácidos graxos em menor abundância que em resíduos vegetais frescos. O sinal próximo a 1720 cm^{-1} , correspondente ao estiramento C=O de ácidos carboxílicos e ésteres, esteve presente em todas as amostras, refletindo compostos oxigenados derivados da degradação vegetal e microbiana.

A banda em $\sim 1620\text{ cm}^{-1}$ foi atribuída principalmente ao estiramento C=C de estruturas aromáticas, com possível contribuição de deformações H–O–H da água, presente em áreas afetadas e não afetadas, mas com maior associação às áreas impactadas no contexto multivariado. Bandas entre 1420 e 1380 cm^{-1} ($\delta\text{C–H}$) e próximas a 1030 cm^{-1} ($\nu\text{C–O}$ em álcoois, éteres e polissacarídeos) foram observadas em todas as amostras, refletindo a persistência de carboidratos e compostos alifáticos parcialmente decompostos. O sinal em $\sim 900\text{ cm}^{-1}$ ($\gamma\text{C–H}$ aromático fora do plano) indica a presença de lignina e outros compostos aromáticos recalcitrantes.

As bandas principais observadas incluem 3400 cm^{-1} (O–H/N–H), 2920 e 2850 cm^{-1} (C–H alifático), 1720 cm^{-1} (C=O), 1620 cm^{-1} (C=C aromático e H–O–H), $1420\text{--}1380\text{ cm}^{-1}$ ($\delta\text{C–H}$), 1030 cm^{-1} ($\nu\text{C–O}$ de carboidratos) e $\sim 900\text{ cm}^{-1}$ (C–H aromático fora do plano), todas típicas da MOS de ambientes de manguezal. Entretanto, diferenças sistemáticas entre áreas afetadas e não afetadas refletem o grau de preservação, oxidação e humificação da MOS.

Tabela 2 - Faixas de absorção e grupos funcionais identificados em espectros DRIFT da matéria orgânica do solo superficial (0–5 cm) em áreas de manguezal.

Número de Onda (cm⁻¹)	Ligação	Grupo Funcional	Compostos Associados	Referência
3400 (s,b)	$\nu\text{O-H} / \nu\text{N-H}$	Hidroxilas, aminas	Ácidos húmicos, água	Sharma et al. (2021)
2920 (s,f)	$\nu\text{C-H}$	Alifáticos	Ácidos graxos, lipídeos	Tivet et al. (2013)
1720 (m,f)	$\nu\text{C=O}$	Carboxílicos, ésteres	Ácidos carboxílicos, lignina oxidada	Gunzler & Gremlich (2003)
1620 (s,b)	$\nu\text{C=C} / \delta\text{H-O-H}$	Aromáticos / água ligada	Compostos aromáticos, água estruturada	Szymanski (2017)
1420 (m,f)	$\delta\text{C-H (CH}_3\text{)}$	Alifáticos ramificados	Proteínas, MOS microbiana	Tivet et al. (2013)
1380 (m,f)	$\delta\text{C-H (CH}_2\text{)}$	Alifáticos ramificados	Proteínas, resíduos vegetais	Tivet et al. (2013)
1030 (s,b)	$\nu\text{C-O}$	Polissacarídeos, argilas	Celulose, hemicelulose, sílica	Parikh et al. (2014)
900 (w,b)	$\gamma\text{C-H}$ fora do plano	Aromáticos (lignina)	Lignina, compostos recalcitrantes	Gunzler & Gremlich (2003)

Fonte: Autor

5.3.1. Caracterização grupos funcionais orgânicos – Cauassú

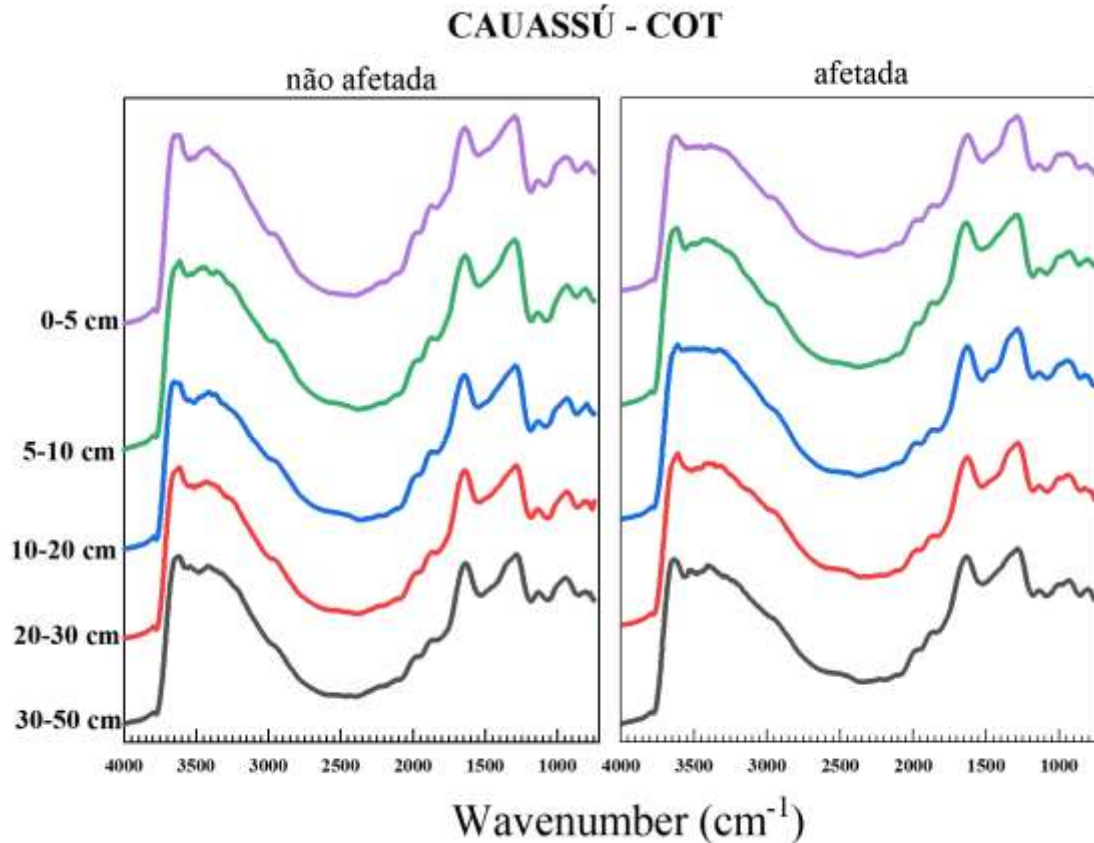


Figura 6. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico total (COT) de solos de manguezal na área de Cauassú, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

A área de Cauassú apresentou diferenças acentuadas na distribuição das intensidades. A banda em 3400 cm^{-1} permaneceu dominante nas áreas não afetadas, sobretudo na fração COP, refletindo maior teor de hidroxilas e aminas associadas a MOS fresca e hidratada.

As bandas alifáticas de 2920 e 2850 cm^{-1} mostraram redução significativa nas áreas afetadas, especialmente abaixo de 10 cm de profundidade, indicando menor conteúdo de compostos alifáticos de origem vegetal. Essa diminuição sugere degradação de material lábil e possível influência do manejo do viveiro (alteração de pH, salinidade e condições redox).

A banda 1720 cm^{-1} tornou-se mais intensa nas áreas afetadas, especialmente nas frações COAM e COT, refletindo maior acúmulo de carbonilas oxigenadas derivadas de processos avançados de decomposição. A banda em 1620 cm^{-1} , indicativa de estruturas

aromáticas, também aumentou nas áreas afetadas até 20 cm, evidenciando predomínio de compostos recalcitrantes.

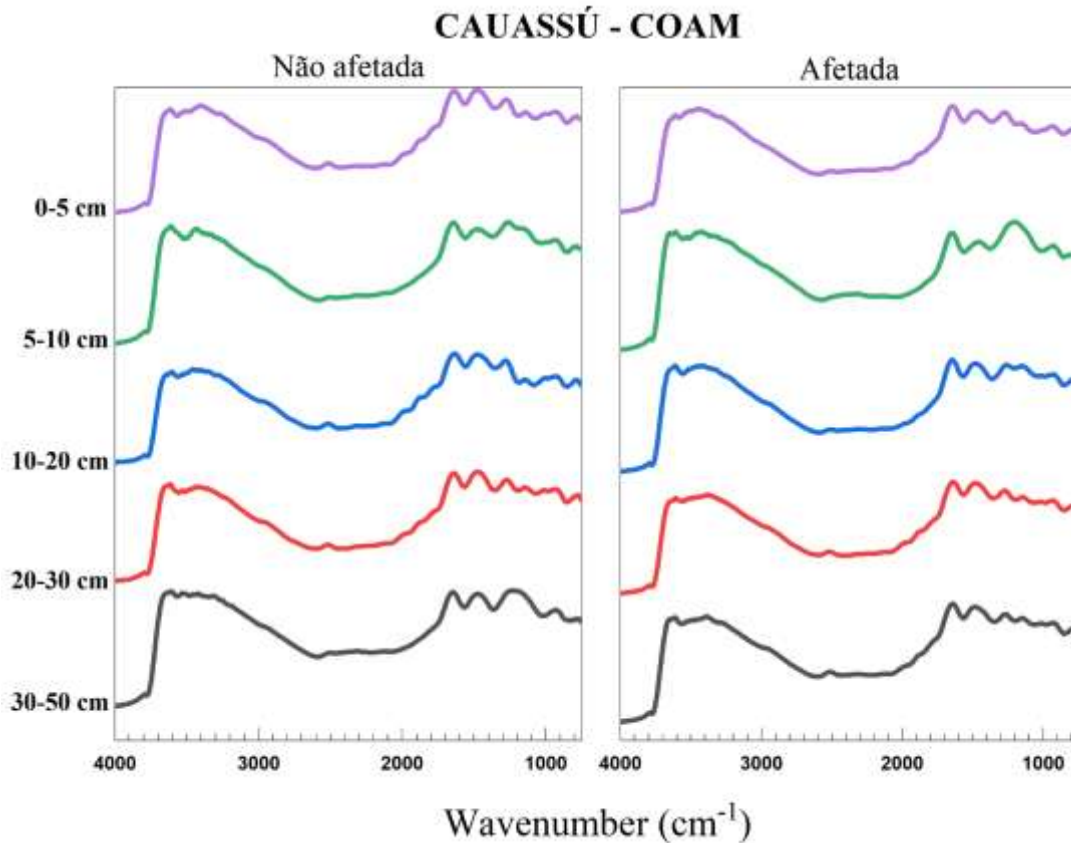


Figura 7. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico associado a minerais (COAM) de solos de manguezal na área de Cauassú, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

As bandas entre $1420\text{--}1380\text{ cm}^{-1}$ e 1030 cm^{-1} foram mais intensas nas áreas não afetadas, sobretudo em COP e COAM, revelando maior abundância de polissacarídeos e cadeias alifáticas vegetais. Já o sinal próximo de 900 cm^{-1} foi mais evidente nas amostras afetadas, indicando enriquecimento de lignina e estruturas aromáticas condensadas.

Assim, Cauassú mostra um padrão claro em que a carcinicultura promove perda da fração lábil e aumento relativo de compostos oxidativos e aromáticos, enquanto as áreas não afetadas mantêm composição mais diversificada, com maior contribuição vegetal autóctone.

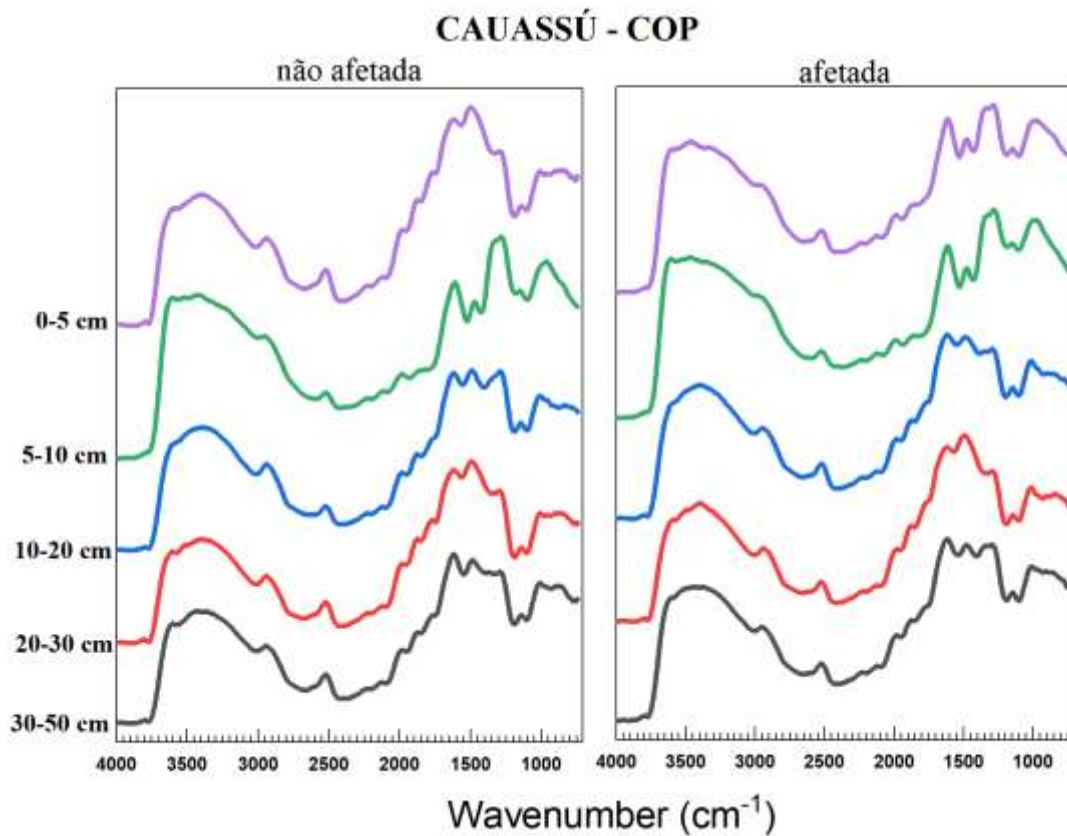


Figura 8. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico Particulado (COP) de solos de manguezal na área de Cauassú, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

5.3.2. Caracterização dos grupos funcionais orgânicos – Cacimbas

Em Cacimbas, os espectros apresentaram bandas bem definidas ao longo de todo o perfil. A banda larga em $\sim 3400 \text{ cm}^{-1}$, atribuída ao estiramento O–H e N–H de hidroxilas e grupos amina, foi evidente em todas as profundidades, sendo mais intensa nas áreas não afetadas, especialmente na fração COP, indicando maior teor de substâncias húmicas hidratadas e MOS preservada.

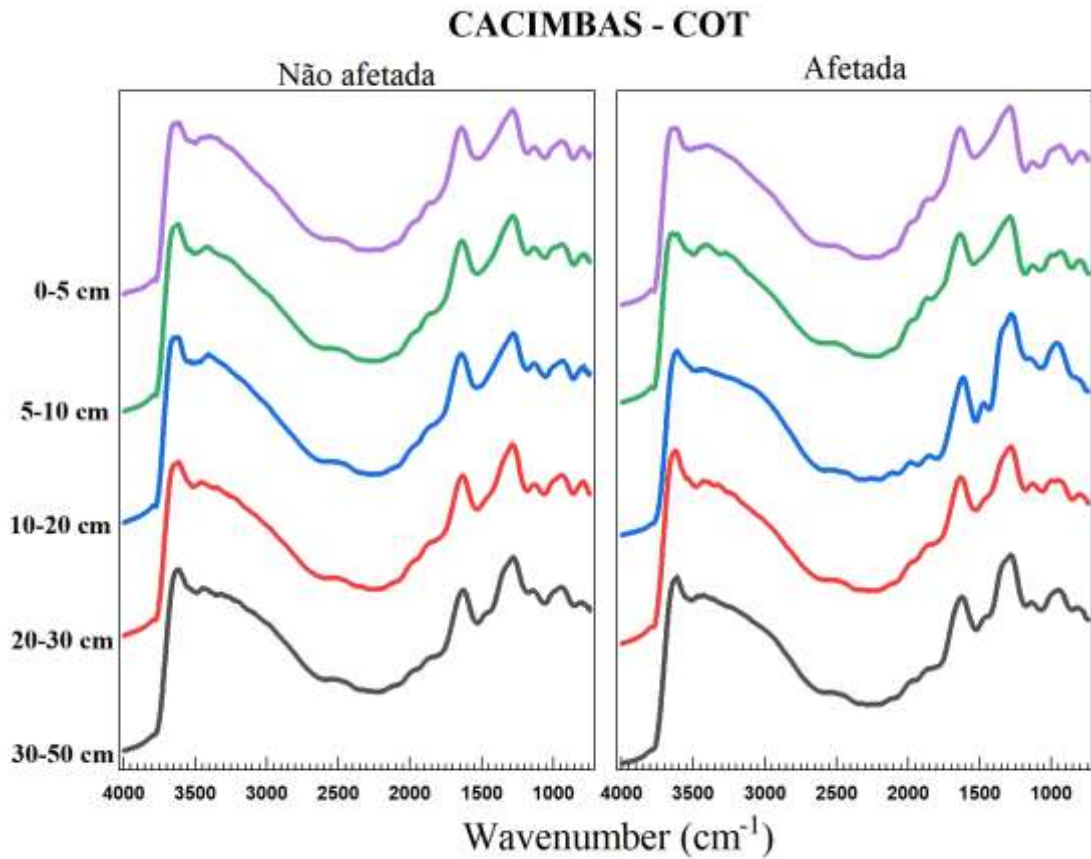


Figura 9. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico total (COT) de solos de manguezal na área de Cacimbas, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

As bandas alifáticas em 2920 e 2850 cm^{-1} mostraram-se mais pronunciadas nas áreas afetadas, sobretudo nas camadas superficiais (0–5 e 5–10 cm) e na fração COAM, sugerindo acúmulo de cadeias alifáticas possivelmente associadas a resíduos de ração, materiais microbianos e matéria orgânica parcialmente decomposta ligada à carcinicultura.

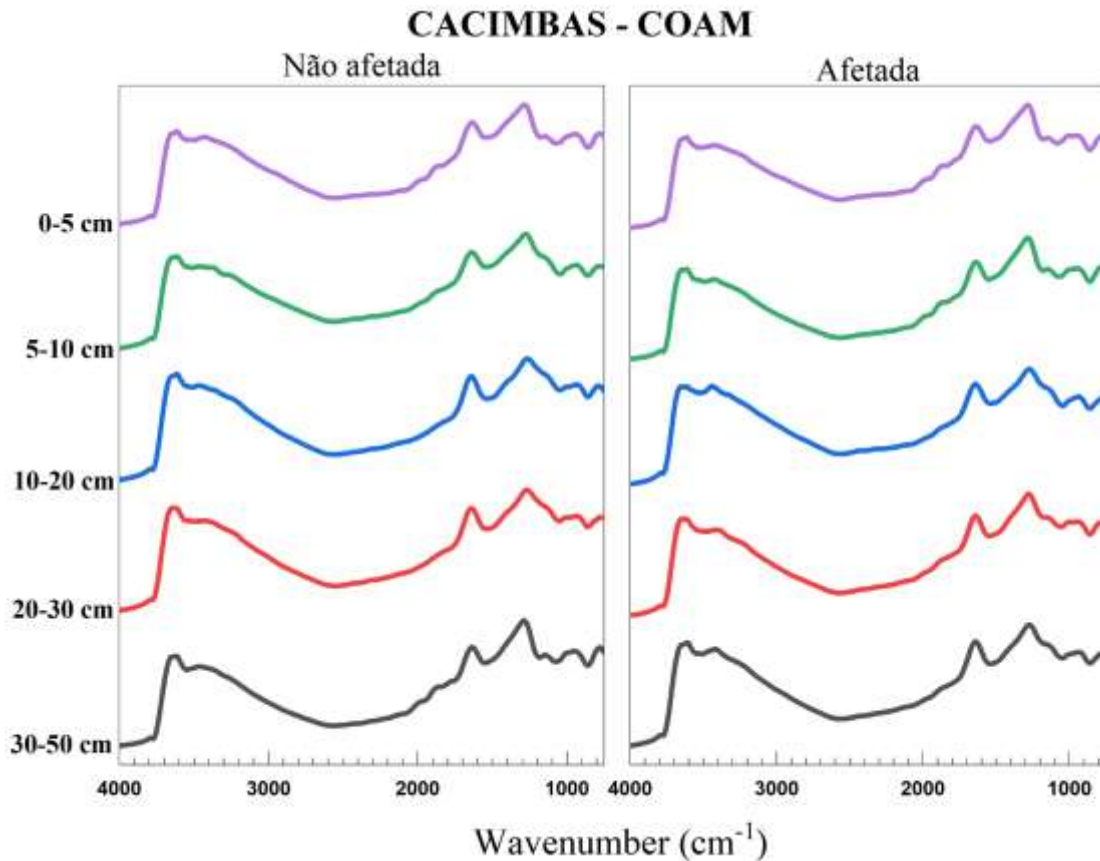


Figura 10. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico associado a minerais (COAM) de solos de manguezal na área de Cacimbas, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

A banda de 1720 cm^{-1} , correspondente a carbonilas (ácidos carboxílicos e ésteres), ocorreu em todas as frações, com maior intensidade na fração COT até 20 cm nas áreas afetadas, sugerindo acúmulo de compostos oxigenados oriundos de oxidação parcial da MOS. O sinal em $\sim 1620 \text{ cm}^{-1}$, relacionado a C=C aromático e deformações de H–O–H, foi ligeiramente mais intenso nas áreas afetadas, indicando maior aromaticidade relativa. As bandas em $1420\text{--}1380 \text{ cm}^{-1}$ ($\delta\text{C-H}$ alifático) e 1030 cm^{-1} (carboidratos e éteres) apareceram em todas as profundidades e frações, mas sua intensidade diminuiu com a profundidade, refletindo a degradação progressiva da fração lábil. O pico em $\sim 900 \text{ cm}^{-1}$ foi mais evidente em COP e COT nas áreas afetadas, indicando maior proporção de lignina e compostos aromáticos estabilizados.

De forma geral, o perfil espectral em Cacimbas sugere que a carcinicultura contribuiu para aumento da aromaticidade e da oxidação da MOS nas áreas afetadas, enquanto

as áreas não afetadas preservaram maior proporção de compostos alifáticos e polissacarídicos nas camadas superficiais.

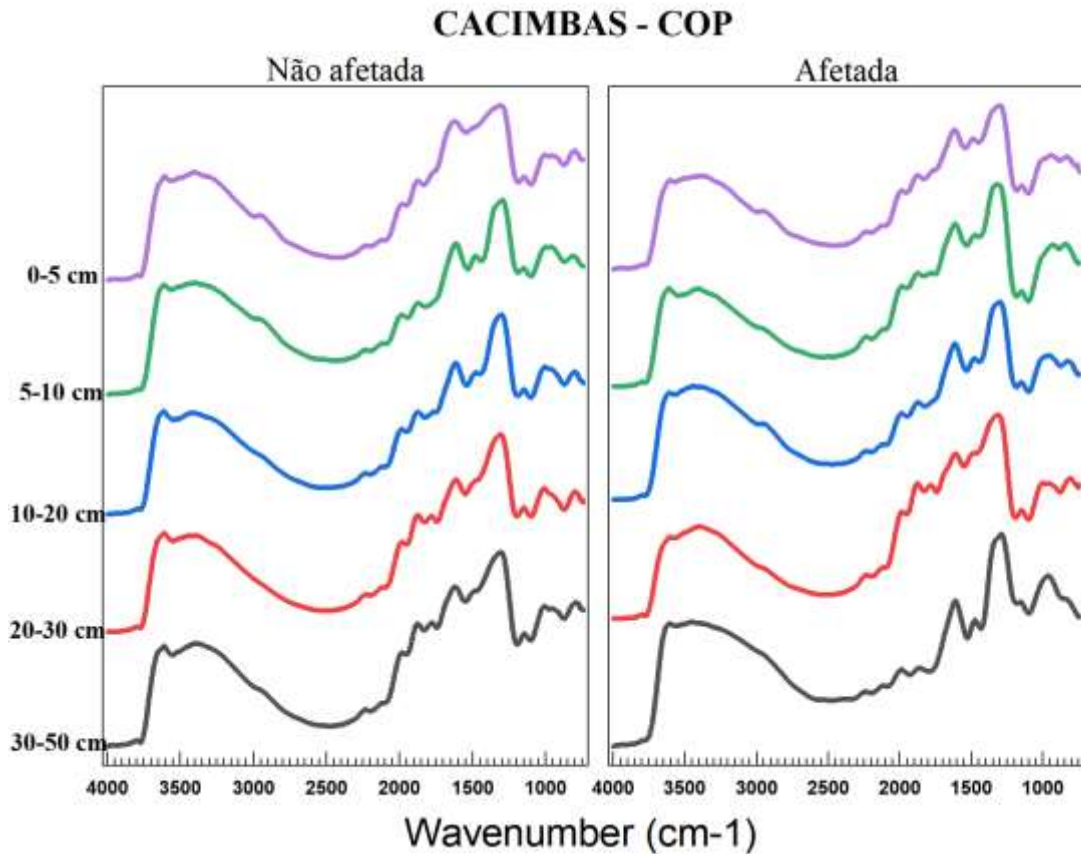


Figura 11. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico particulado (COP) de solos de manguezal na área de Cacimbas, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

5.3.3. Caracterização dos grupos funcionais orgânicos – Currais Velhos

Em Currais Velho, os espectros apresentaram maior complexidade e contrastes marcantes entre as condições estudadas. A banda em 3400 cm^{-1} manteve-se evidente em todas as profundidades, levemente mais intensa nas áreas não afetadas e concentrada nas frações MOP e MAM, sugerindo maior predominância de MOS fresca.

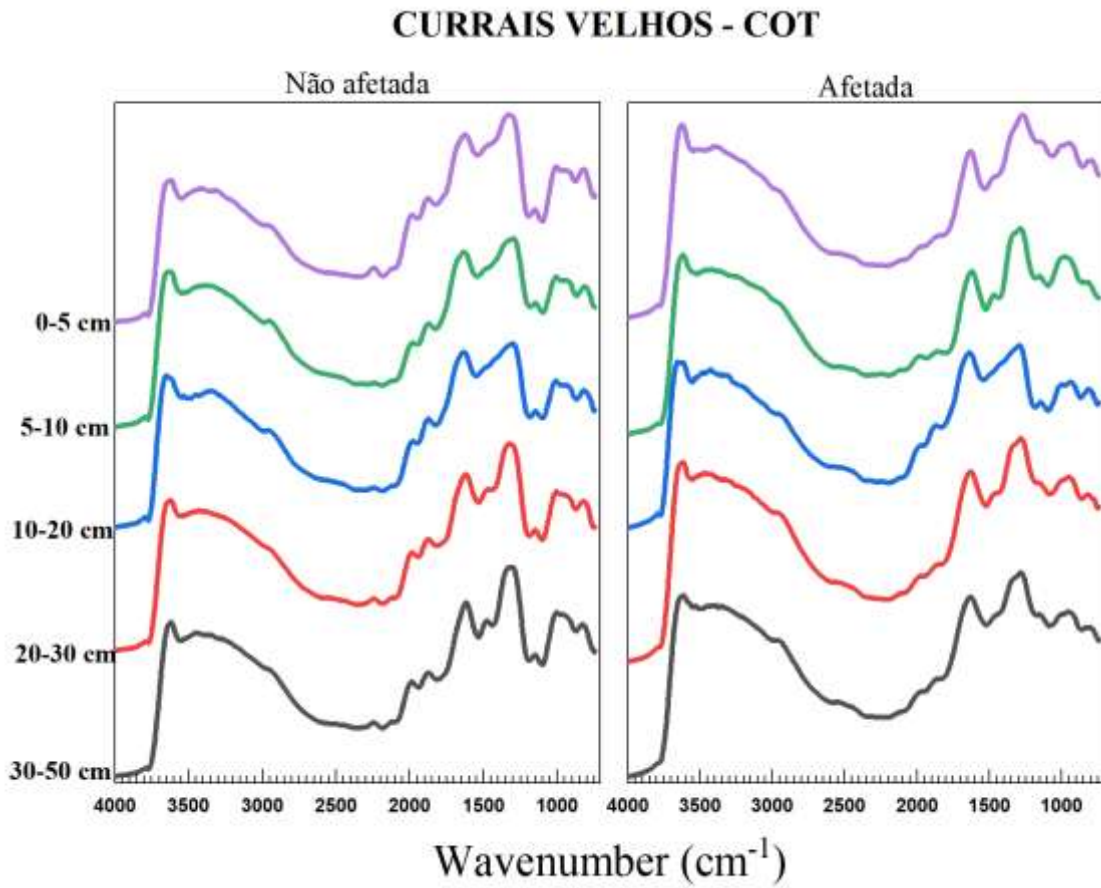


Figura 12. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico total (COT) de solos de manguezal na área de Currais Velhos, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

As bandas alifáticas em 2920 e 2850 cm^{-1} foram relativamente mais intensas nas áreas afetadas até 10 cm , indicando incorporação de lipídios e compostos alifáticos associados a insumos orgânicos. Em profundidades maiores ($20\text{--}50 \text{ cm}$), essas bandas diminuíram, refletindo degradação e humificação.

A banda de 1720 cm^{-1} ocorreu em todas as amostras, com maior intensidade na fração COT das áreas afetadas, sugerindo acúmulo de compostos carbonílicos oxidados. A banda de 1620 cm^{-1} apresentou forte diferenciação, sendo mais intensa nas áreas afetadas, principalmente entre 10 e 30 cm , indicando aumento expressivo de compostos aromáticos e estruturas conjugadas recalcitrantes.

As bandas $1420\text{--}1380 \text{ cm}^{-1}$ e 1030 cm^{-1} diminuíram gradualmente com a profundidade, mas foram mais nítidas nas áreas não afetadas, refletindo maior presença de

carboidratos e compostos alifáticos vegetais. O sinal próximo de 900 cm^{-1} destacou-se em MOP e COT das áreas afetadas, reforçando o acúmulo de compostos aromáticos condensados.

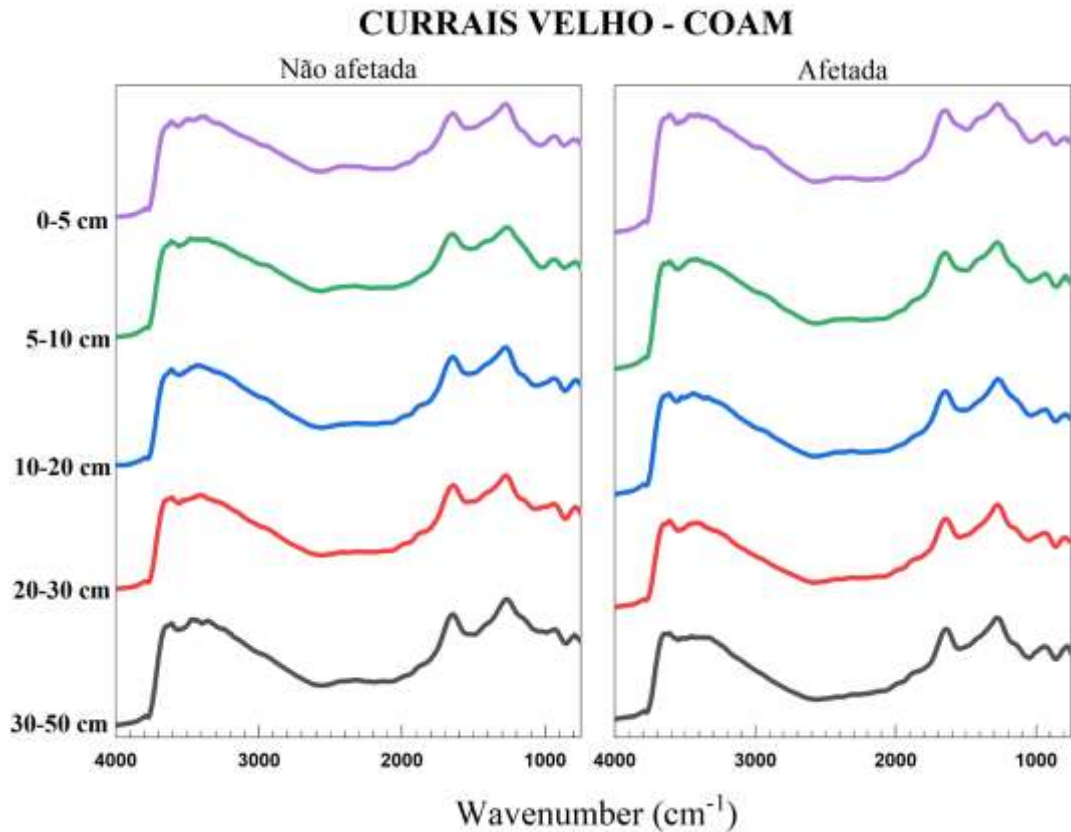


Figura 13. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico associado a minerais (COAM) de solos de manguezal na área de Currais Velhos, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

Em síntese, Currais Velhos apresenta padrão em que a carcinicultura intensifica a oxidação e aromatização da MOS, especialmente em superfície, enquanto as áreas não afetadas preservam maior diversidade e teor de compostos lábeis.

De modo geral, as três áreas apresentaram o mesmo conjunto de bandas principais características da matéria orgânica do solo, porém com diferenças marcantes na intensidade relativa entre as condições afetadas e não afetadas. Nesse contexto, as áreas afetadas exibiram maior contribuição de grupos aromáticos, refletida no aumento das bandas em torno de 1620 e 900 cm^{-1} , além de maior intensidade das bandas de carbonilas (1720 cm^{-1}), indicando acúmulo de compostos mais oxidados e recalcitrantes.

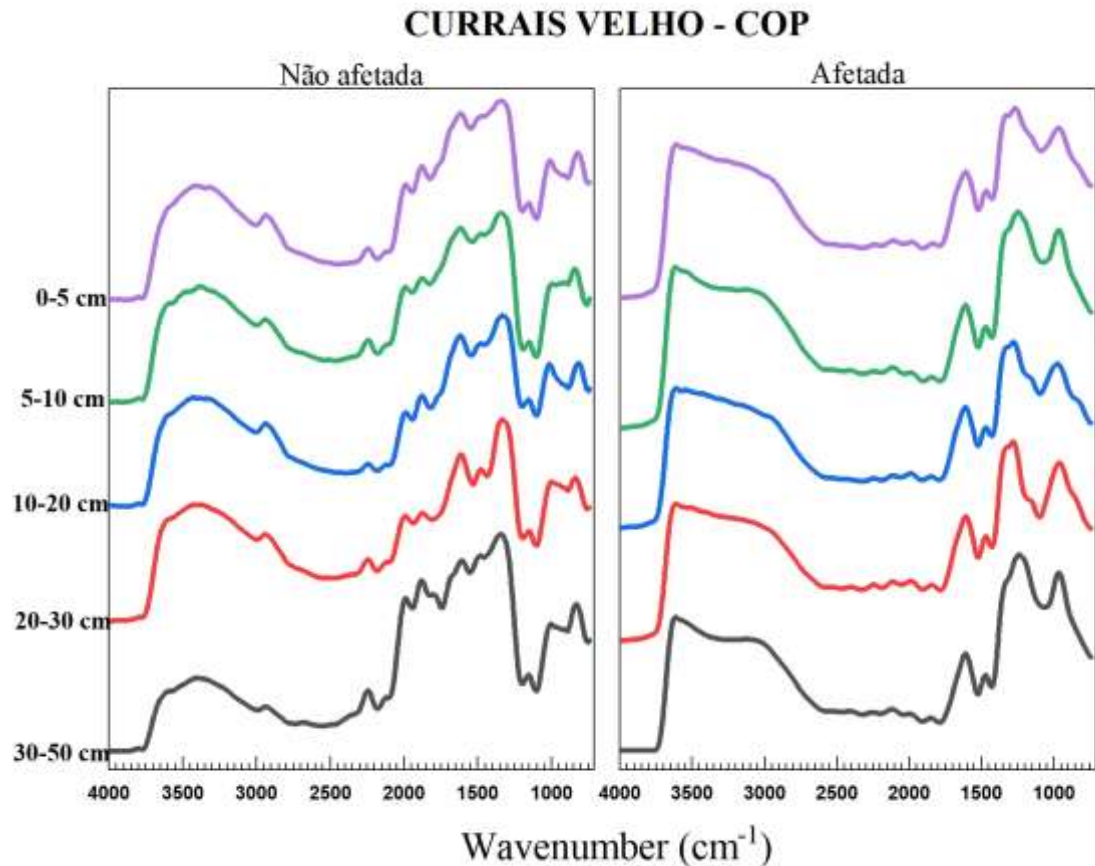


Figura 14. Espectros de infravermelho por reflectância difusa (DRIFT) do Carbono orgânico particulado (COP) de solos de manguezal na área de Currais Velhos, comparando ambientes não afetados e afetados pela carcinicultura, ao longo dos diferentes intervalos de profundidade (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). Os espectros são apresentados em função do número de onda (cm^{-1}).

Ao mesmo tempo, observou-se redução relativa das bandas alifáticas (2920 e 2850 cm^{-1}) e dos sinais associados a polissacarídeos e funções C–O (1030 cm^{-1}), sugerindo perda de componentes lábeis da MOS. Já as áreas não afetadas mostraram maior predominância de sinais alifáticos e polissacarídicos, com intensidades mais expressivas nas bandas em 2920 , 2850 e 1030 cm^{-1} , além de uma banda 3400 cm^{-1} mais definida, indicando maior teor de substâncias húmicas hidratadas e matéria orgânica preservada. Em conjunto, esses padrões apontam para um processo de degradação seletiva da MOS nas áreas afetadas, caracterizado pela diminuição de compostos lábeis e pelo enriquecimento proporcional de frações recalcitrantes, modificando a qualidade e a composição química da matéria orgânica ao longo do perfil do solo.

5.3.4. Análise de Componentes Principais (PCA)

A PCA e o gráfico de Loadings, para os espectros de DRIFT relacionados ao carbono orgânico particulado revelou dois componentes principais no qual explicam 85,41% dos dados, sendo 57,45% através da PC1 e 27,96% através da PC2. O gráfico mostra uma tendência de agrupamento das áreas, principalmente as regiões de Cauassú e Cacimbas.

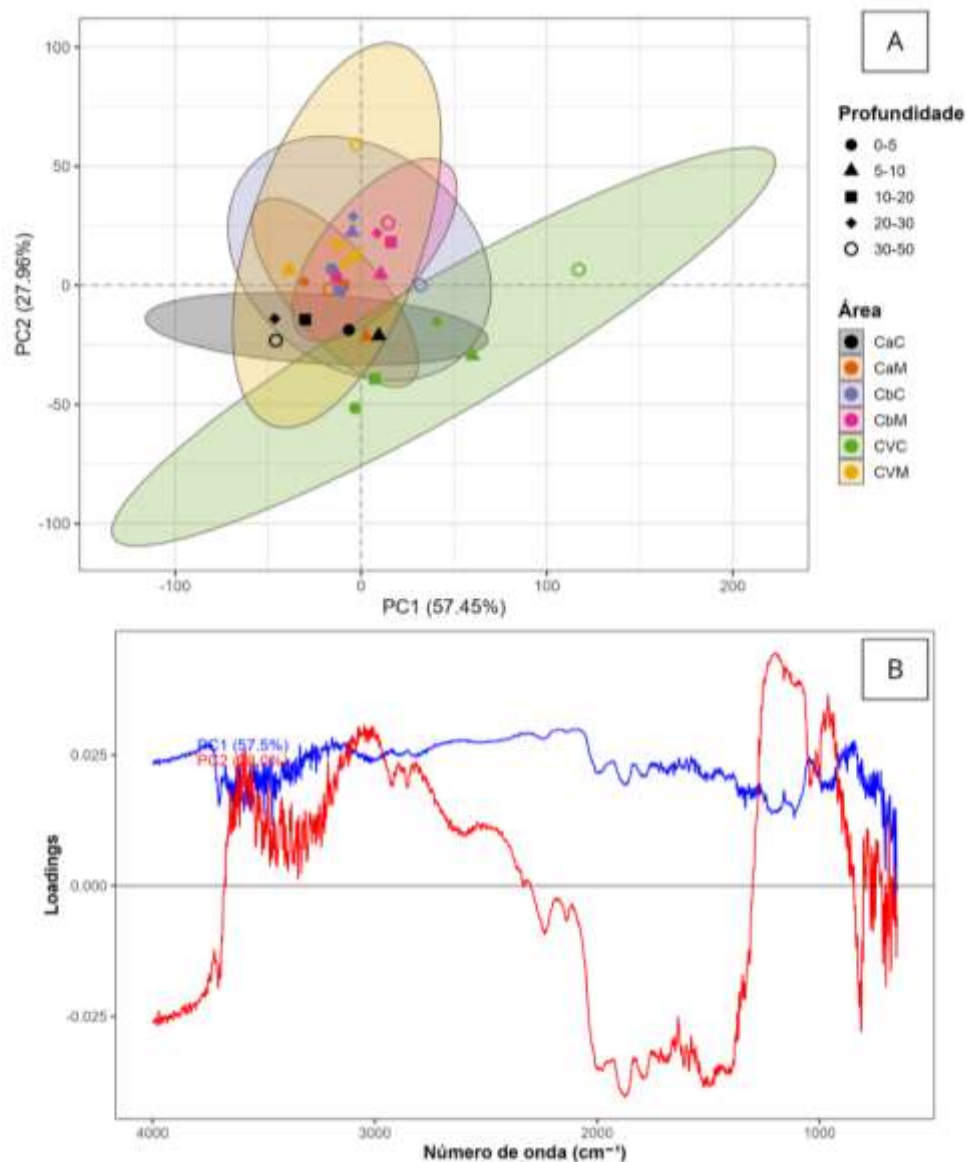


Figura 15. (A) Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos espectros DRIFT da fração de carbono orgânico particulado (COP) dos solos das áreas afetadas (CaC, CbC e CVC) e não afetadas (CaM, CbM e CVM) pela carcinicultura, em diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). (B) Gráficos de loadings das duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2).

Para a PC1, Currais Velhos Impactado é o que mais apresenta variação dos dados,

que apresenta uma maior elipse dentro do gráfico no sentido horizontal, principalmente no eixo positivo da figura. Já PC2, indica uma diferença em relação às profundidades, pois é perceptível que as amostras superficiais estejam na parte positiva do gráfico, que de acordo com o gráfico de Loading (10.B), significa que está mais representativo para a faixa dos espectros referentes aos compostos alifáticos.

As análises dos loadings espectrais mostrou que, na PC1, os loadings se mostraram positivos em toda parte do espectro, com vibrações principalmente nas regiões de 3700-3000 cm^{-1} , que estão associadas ao estiramento O-H, e 1700-1000 cm^{-1} , que são relacionadas a C=O, C-O e Si-O. Nos loadings relacionados ao PC2, os espectros foram bem definidos quanto aos sinais positivos ou negativos, estando associado a parte negativa principalmente na faixa de 2200-1800 cm^{-1} , que representam os compostos alifáticos.

Do mesmo modo, a análise de componentes principais para o carbono orgânico associado a minerais, mostrou que os dois primeiros componentes principais explicaram 83,6% da variância dos dados, sendo PC1 responsável por 74,44% e PC2 por 9,16%.

O PC1, mostrou uma separação entre as regiões de Cacimbas e Currais Velhos, no qual CbM e CbC ficaram no eixo negativo dessa componente e CVC e CVM no eixo positivo, os dados referentes a cauassu se mostraram em zonas mais intermediárias, com isso, vendo maior separação em áreas distintas do que dentro da mesma área para essa componente.

Já o PC2, contribuiu para uma separação no eixo y, principalmente dentro da mesma área, embora explique menor porcentagem dos dados. Mostrando essa separação principalmente na profundidade, onde a maioria dos pontos relacionados à camada 0-5 cm se encontram em zonas negativas para a PC2, e há uma variabilidade relacionado aos pontos de maior profundidade, principalmente na camada 30-50 cm. Também é possível observar uma maior elipse em CbM, CaM e CVM, quando comparadas aos tratamentos de mesma área e condição oposta, indicando uma maior heterogeneidade nos dados das regiões não afetadas.

Para os dados de Loadings relacionados aos espectros do carbono orgânico associado a minerais, tiveram para PC1, vibrações no espectro principalmente nas faixas de 3600-3200 cm^{-1} e 1200-900 cm^{-1} , faixas essas que contribuem aos argilominerais e aos silicatos, respectivamente, e ficando o sinal completo na parte positiva da componente. Já a PC2, apresentou um sinal com mais oscilações, com sinais positivos e negativos bem definidos. O maior destaque dentro dessas oscilações vai para as faixas 3000-2800 cm^{-1} , que estão relacionadas aos compostos alifáticos, com sinal negativo, e a faixa de 2000-1500 cm^{-1} , que englobam ali os compostos aromáticos, onde há um pico positivo em aproximadamente 1600-

1700 cm^{-1} na zona positiva, indicando separação dos tratamentos nesse espectro.

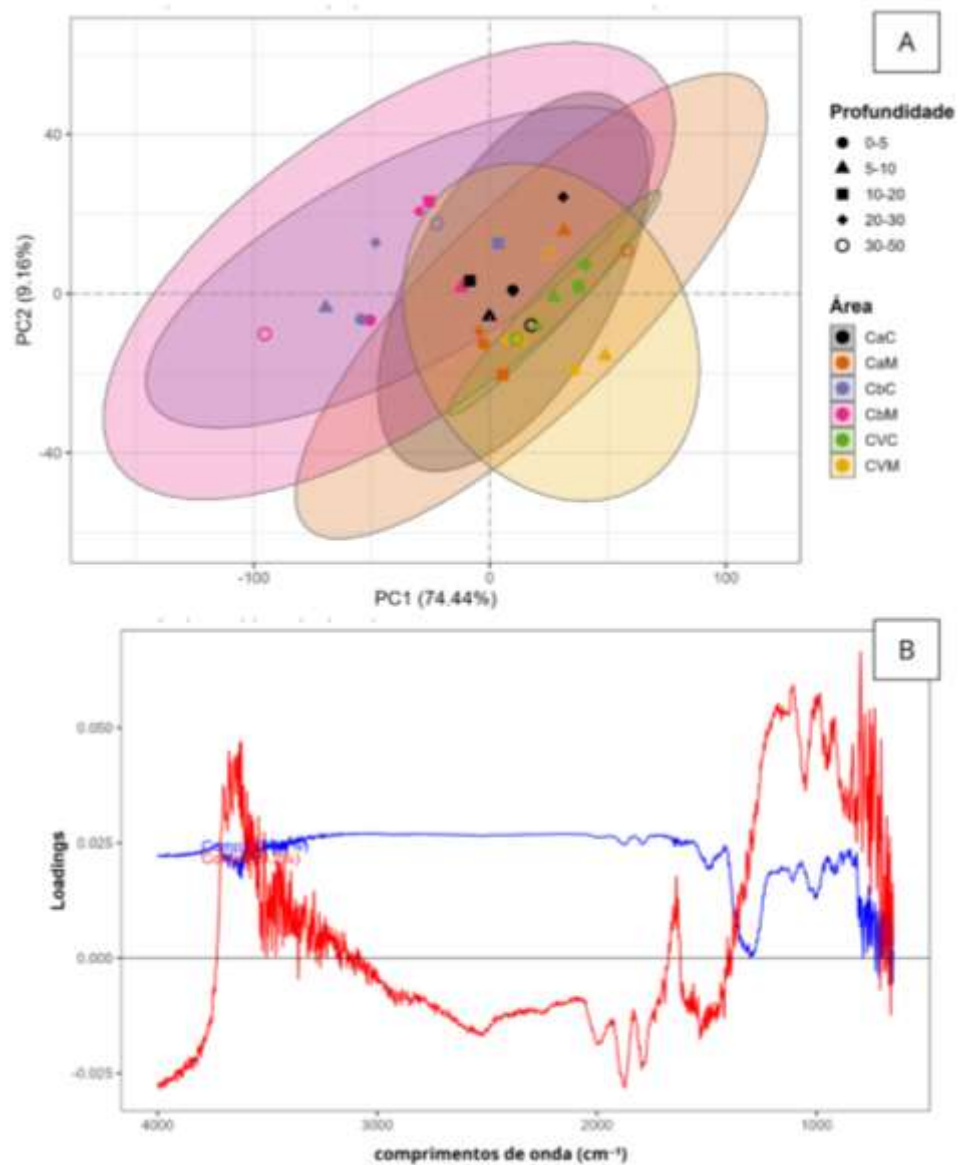


Figura 16. (A) Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada aos espectros DRIFT da fração de carbono orgânico associado a minerais (COAM) dos solos das áreas afetadas (CaC, CbC e CVC) e não afetadas (CaM, CbM e CVM) pela carcinicultura, em diferentes profundidades (0–5, 5–10, 10–20, 20–30 e 30–50 cm). (B) Gráficos de loadings das duas primeiras componentes principais (PC1 e PC2).

5.4. Índice de Recalcitrância (IR)

Para o IR-COT, observou-se que as áreas afetadas apresentaram menores porcentagens de conteúdo de carbono recalcitrante em relação às áreas não afetadas. Para a

região de Cauassú, a área de manguezal não afetado apresentou uma recalcitrância de $59,4\pm 1\%$ comparando a região afetada que apresentou percentual menor de $56,98\pm 1,07\%$, mostrando material orgânico mais facilmente degradado, o mesmo acontece quando se avalia a área de cacimbas, $56,78\pm 0,94\%$ (CbM) e $56,28\pm 0,99\%$ (CbC), e a área de currais velhos, $58,1\pm 0,93\%$ (CVM) e $54,8\pm 0,86\%$ (CVC), porém, para a região de Cacimbas, esse valor não representa um aumento estatisticamente significativo.

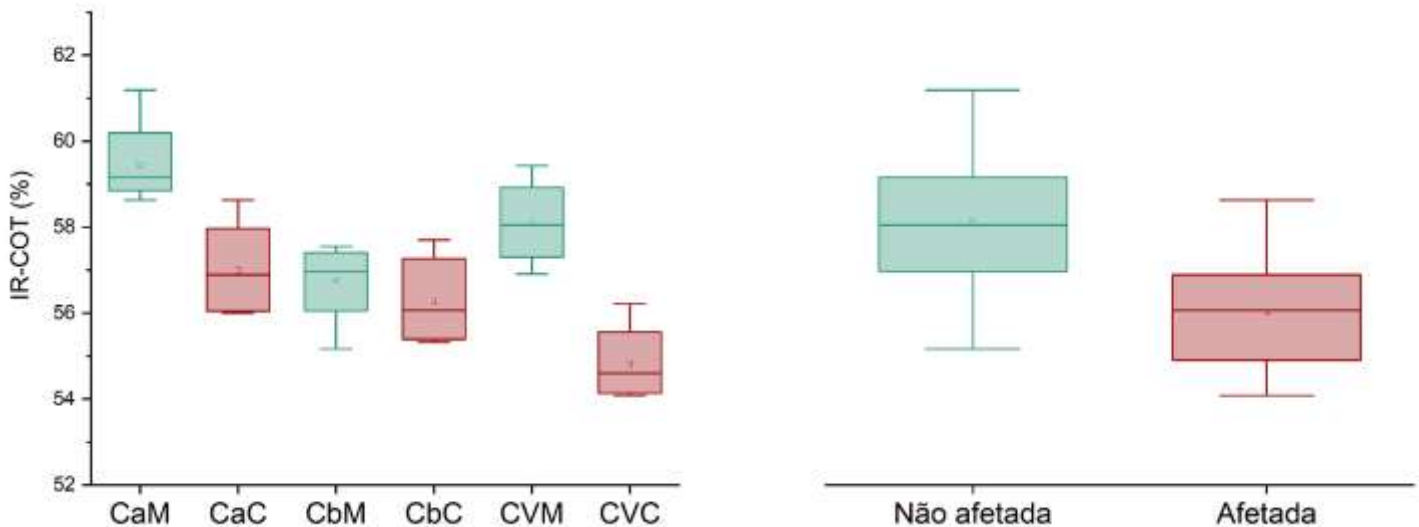


Figura 17. Índice de recalcitrância do carbono orgânico total (IR-COT %) em solos de manguezais nas áreas de Cauassú (Ca), Cacimbas (Cb) e Currais Velhos (CV), comparando ambientes não afetados (M) e afetados pela carcinicultura (C). As caixas indicam o intervalo interquartil, a linha central representa a mediana, o ponto interno corresponde à média e as hastes indicam os valores extremos.

Para o carbono orgânico associado aos minerais, avaliando a recalcitrância, os percentuais médios se mostraram muito próximos entre as condições avaliadas. As áreas não afetadas tiveram um valor médio de $57,3\%$ e as áreas afetadas $57,2\%$, mostrando assim a permanência desse carbono associado apesar do impacto sofrido nas regiões.

O Destaque dessa fração vai para a área de Cacimbas que teve o maior valor percentual dentre as áreas avaliadas, com $60,17\pm 1,64\%$ na região não afetada e $59,79\pm 1,51\%$ na região afetada. Já Currais Velhos, foi a única área em que a condição afetada teve média superior a condição não afetada, com $55,08\pm 1,16\%$ para CVM e $55,54\pm 0,78\%$ para CVC.

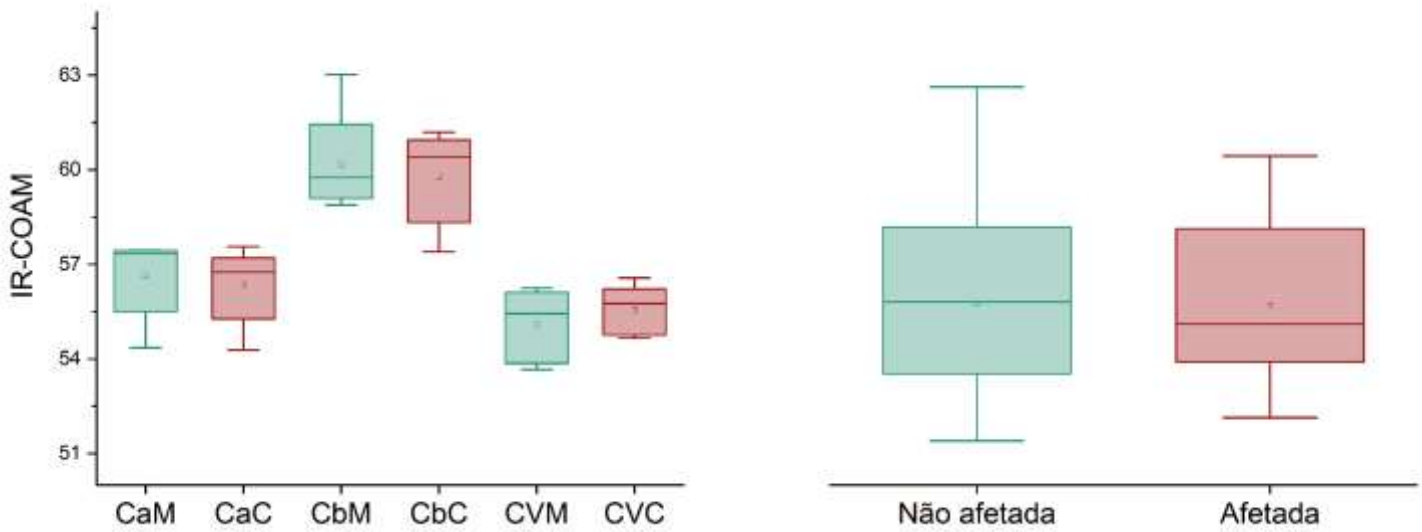


Figura 18. Índice de recalcitrância do carbono orgânico total (IR-COAM %) em solos de manguezais nas áreas de Cauassú (Ca), Cacimbas (Cb) e Currais Velhos (CV), comparando ambientes não afetados (M) e afetados pela carcinicultura (C). As caixas indicam o intervalo interquartil, a linha central representa a mediana, o ponto interno corresponde à média e as hastes indicam os valores extremos. Letras diferentes indicam diferença estatística significativa entre os grupos avaliados para o teste de Tukey ($p < 0,05$).

O carbono orgânico particulado (COP), também apresentou maiores valores nas áreas não afetadas, assim como COT. A média conjunta das áreas avaliadas foi de 63,8% e 59,2% para as situações das áreas não impactadas e impactadas, respectivamente. Essa diferença nas regiões se dá principalmente por conta da área de Currais Velhos, que apresentou uma redução significativa em sua área afetada, com média de $53,48 \pm 0,93\%$, em comparação à área não impactada com $64,13 \pm 3,87\%$. Cacimbas e Cauassú também obtiveram maiores médias em suas áreas não impactadas, $66,18 \pm 2,32\%$ para CbM e $61,10 \pm 2\%$ para CaM, comparadas a recalcitrância do carbono das áreas afetadas, $64,38 \pm 3,21$ e $51,82 \pm 1,17\%$, para CbC e CaC respectivamente.

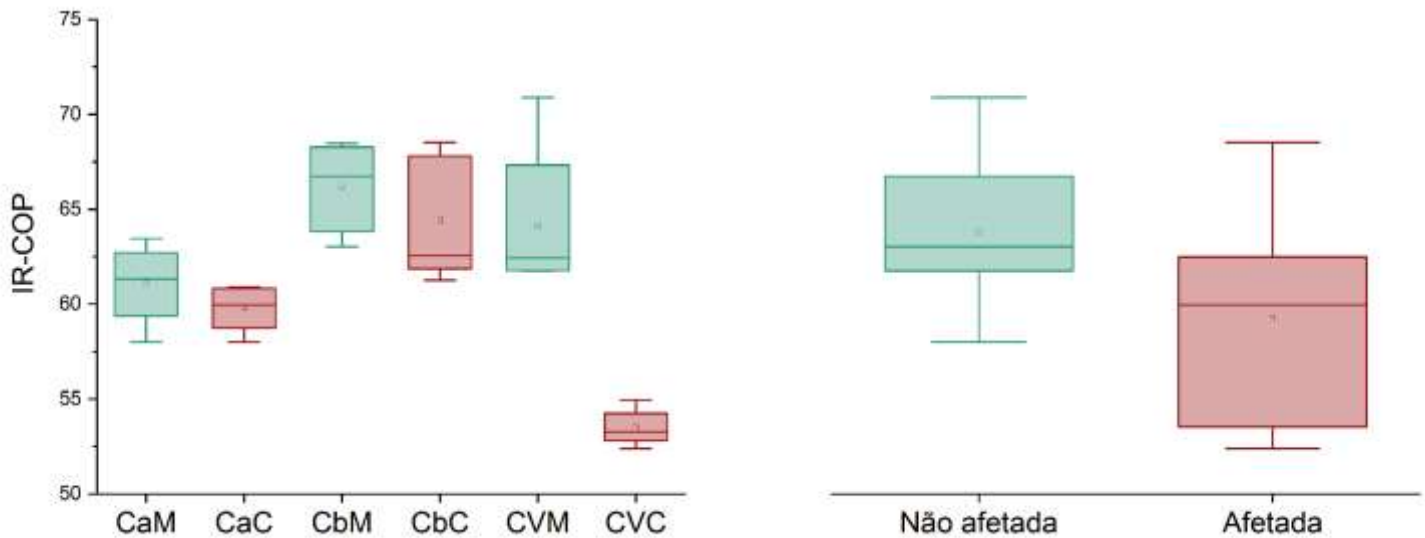


Figura 19. Índice de recalcitrância do carbono orgânico total (IR-COAM %) em solos de manguezais nas áreas de Cauassú (Ca), Cacimbas (Cb) e Currais Velhos (CV), comparando ambientes não afetados (M) e afetados pela carcinicultura (C). As caixas indicam o intervalo interquartil, a linha central representa a mediana, o ponto interno corresponde à média e as hastes indicam os valores extremos. Letras diferentes indicam diferença estatística significativa entre os grupos avaliados para o teste de Tukey ($p < 0,05$).

5.5. Análise discriminante (DA)

O resultado da análise discriminante confirma os resultados apresentados anteriormente, de modo que dentre as variáveis analisadas, os valores de granulometria, Eh e índices de recalcitrância são as variáveis afetadas pelo descarte de efluentes ($p < 0,05$), de modo que as áreas afetadas apresentam menores valores Eh e recalcitrância da matéria orgânica (Figura 20A 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, Curral Velho. Além disso, ao verificar as associações entre as variáveis, percebe-se que os conteúdos de COT estão associados aos conteúdos de COAM a menores valores de Eh. De maneira controversa, observa-se uma associação inversa entre o índice de recalcitrância para COAM e o conteúdo de COAM, bem como uma associação inversa entre o conteúdo de argila e os conteúdos de COT e COAM. De modo semelhante, o conteúdo de COP apresenta uma associação negativa com o IR-COP.

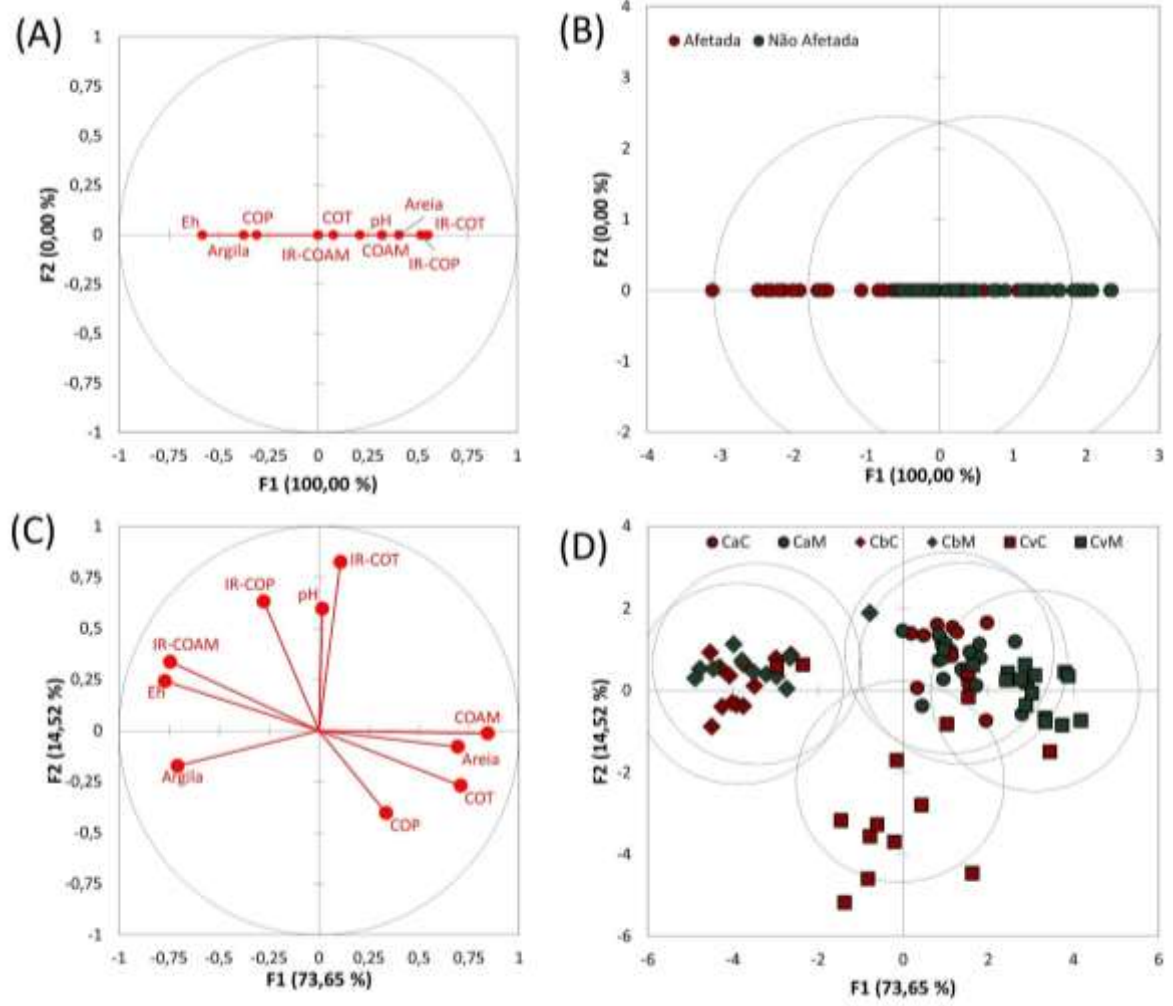


Figura 20: Análise discriminante indicando as variáveis (A) mais importantes para a separação das condições afetadas e não afetadas (B) e as variáveis (C) mais importantes para a separação das áreas estudadas (D).

6 DISCUSSÃO

6.1. Alterações físico-químicas como consequências do descarte dos efluentes da carcinicultura nos solos de manguezais

A carcinicultura impacta os ecossistemas de manguezal de duas formas principais: primeiramente, pela conversão direta de áreas, que envolve a remoção de vegetação e drenagem para a construção dos viveiros, resultando na perda de até 50% do estoque de carbono acumulado no solo (KAUFFMAN et al., 2018). Em segundo lugar, a atividade promove mudanças nas condições físico-química dos manguezais adjacentes aos tanques (REITHMAIER et al., 2021; KAUFFMAN et al., 2018; BARCELLOS et al., 2019; QUEIROZ et al., 2019; NÓBREGA et al., 2019) o que, por sua vez, afeta a capacidade de acúmulo de carbono orgânico.

A análise dos valores de pH, que não revelou diferenças estatísticas entre áreas impactadas e não impactadas, corroborada pelos resultados da análise discriminante (Figura 20A), sugere que os efluentes da carcinicultura não alteram significativamente a acidez ou alcalinidade dos solos. Estes permanecem na faixa neutra-alcalina, típica de manguezais, sobretudo inseridos em ambientes semiáridos (FERREIRA et al., 2022; 2024; JIMENEZ et al., 2022). Considerando que os efeitos do pH na decomposição da matéria orgânica são mais pronunciados em extremos de acidez ou alcalinidade, e que em faixas próximas à neutralidade a atividade microbiana é otimizada, conclui-se que o pH não é o principal fator controlador das diferenças nos conteúdos de carbono observadas entre as áreas estudadas (DAUNORAS et al., 2024; WANG et al., 2024).

Em contraste, o potencial redox (Eh) demonstrou diferenças claras entre as áreas afetadas e não afetadas, com valores mais elevados nas áreas que recebem os efluentes. A análise discriminante (Figura 20) confirma que o Eh é uma variável crucial na distinção entre essas áreas. O Eh e o pH são, de fato, variáveis-chave que controlam as rotas de decomposição, a especiação de nutrientes e a estabilidade da matéria orgânica (SUAREZ-ABELENDIA et al., 2014; NÓBREGA et al., 2013; RUIZ et al., 2024). Em manguezais, a oscilação das condições de inundação pelas águas costeiras tipicamente favorece o acúmulo de carbono orgânico (FERREIRA et al., 2024), ao limitar a decomposição e promover mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo (MOS) associados a óxidos de baixa cristalinidade, sulfetos e inibição de enzimas oxidativas (RUIZ et al., 2024; COORAY et al., 2025).

Nesse contexto, os efluentes da carcinicultura alteram a condição redox dos solos adjacentes aos tanques, elevando o valor do Eh. Isso ocorre devido ao aporte de aceptores de

elétrons mais energéticos, favorecendo uma oxigenação periódica dos solos e, conseqüentemente, diminuindo a persistência da MOS (COORAY et al., 2025; SUÁREZ-ABELENDA et al., 2014; REITHMAIER et al., 2021; KAUFFMAN et al., 2018). Adicionalmente, o aporte de matéria orgânica lábil e nutrientes (e.g., N e P) pode estimular o processo de decomposição através do efeito priming (WANG et al., 2024; QUEIROZ et al., 2019; BASILE-DOELSCH et al., 2020) resultando em uma redução da recalcitrância da matéria orgânica dos solos (Figura 20).

Sob essa perspectiva, o aumento do Eh nas áreas impactadas adjacentes aos tanques pode estar associado à intensificação da respiração microbiana aeróbia e à desnitrificação. Isso resulta em uma maior taxa de mineralização da matéria orgânica, o que, a longo prazo, tenderia a reduzir os estoques de carbono e aumentar os fluxos de CO₂, e possivelmente CH₄ e N₂O, dependendo dos gradientes de Eh (COORAY et al., 2025; NÓBREGA et al., 2016; QUEIROZ et al., 2019). Esses achados reforçam o impacto da carcinicultura em manguezal, que, para além da conversão direta de áreas vegetadas em viveiros, afetam as áreas adjacentes, reduzindo seu conteúdo de carbono e transformando-as em fontes de gases do efeito estufa. A diminuição dos valores médios de Carbono Orgânico Total (COT) nas áreas afetadas indica uma perda parcial da capacidade de sequestrar carbono, o que reforça a necessidade de compreender quais frações de matéria orgânica persistem no solo impactado e qual a labilidade/recalcitrância dessa matéria orgânica remanescente.

6.2. Alteração nas frações particulada e associada a minerais do carbono orgânico em solos impactados pelo descarte de efluentes da carcinicultura

No fracionamento do carbono orgânico, o material foi separado em duas frações, o Carbono orgânico associado a minerais (COAM), que representa a fração mais estável e crucial para o sequestro de carbono em solos, e o carbono orgânico particulado (COP), que consiste em uma fração mais lábil e sensível às mudanças ambientais (LAVALLÉE et al., 2020; KRISTENSEN et al., 2008; McKEE et al., 2007). Em manguezais, a estabilidade de COP está relacionada à ausência de oxigênio e ao predomínio de vias metabólicas anaeróbias que retardam a sua degradação (COORAY et al., 2025).

Para o COAM, os valores médios semelhantes entre as áreas não afetadas e afetadas (Figura 5), corroborados pela análise discriminante e (Figura 20) reforçam a elevada recalcitrância desta fração. No solo de manguezais, essa fração se encontra ligado à partículas finas, o que restringe o acesso de microorganismos e, conseqüentemente, limita a decomposição. Além da proteção física, as condições anóxicas inerentes desses ambientes reduzem

significativamente a atividade microbiana permitindo que a COAM persista no solo por milhares de anos (ASSAVAPANUVAT et al., 2024; COTRUFO & LAVALLE, 2022; KIDA & FUJITAKE, 2020; McKEE et al., 2007). Neste sentido, a associação negativa observada entre conteúdos de COAM e a recalcitrância dessa matéria orgânica (IR-COAM; Figura 20) sugere que, o papel da proteção física existente na MAOM se sobrepõe à recalcitrância relacionada às características moleculares. Assim, nas áreas não afetadas estudadas, a matéria orgânica associada aos minerais consiste em uma matéria orgânica de menor recalcitrância. Na medida que os efluentes de carcinicultura estimulam a decomposição, há um decréscimo no conteúdo de COAM, acumulando uma matéria orgânica de maior recalcitrância (IR-COAM).

Em relação ao carbono orgânico particulado, observou-se um aumento significativo nas áreas afetadas em comparação às não afetadas, indicando uma elevação da fração mais lábil do carbono nos solos impactados. Esse acúmulo está, possivelmente, associado ao aporte de rações e resíduos orgânicos pelos efluentes da carcinicultura durante o manejo do viveiro (KAUFFMAN et al., 2018), mas também por um estímulo ao crescimento radicular (COORAY et al., 2025) por ocasião do aporte de nutrientes. Contudo, o aporte desses efluentes, somado à oxigenação do solo promovida pela drenagem das áreas, estimula a atividade microbiana, acelerando a decomposição do COP, que é altamente suscetível à mineralização pela microbiota (LAVALLÉE et al., 2020, TIAN et al, 2019).

É crucial ressaltar que o aumento médio da fração particulada do solo não implica necessariamente sua estabilização. Essa interpretação é corroborada pelo fato de que, mesmo com o aumento do COP, os valores médios de COAM e Carbono Orgânico Total (COT) foram consistentemente maiores nas áreas não impactadas. Portanto, o incremento de COP decorrente da ação antrópica não pode ser interpretado como um sequestro de carbono a longo prazo; pelo contrário, essa fração é mais facilmente decomposta, contribuindo para a diminuição do estoque de carbono total do solo (BELOTO et al., 2023; LAVALLÉE et al., 2020; GREGORICH et al., 1997).

6.3. Mudanças na composição da MOS e na recalcitrância do carbono orgânico para solos de manguezais afetados por efluentes da carcinicultura

Os resultados espectroscópicos em infravermelho dos solos de manguezal influenciados por efluentes da carcinicultura evidenciam alterações profundas na composição química e no grau de decomposição do carbono orgânico. A espectroscopia FTIR mostrou-se particularmente sensível às variações nos grupos funcionais da matéria orgânica do solo (MOS), revelando um padrão compatível com a perda de frações mais lábeis e o enriquecimento relativo

de componentes estruturalmente mais estáveis. Esse comportamento está de acordo com evidências de que descargas de efluentes ricos em nutrientes provenientes de cultivos aquícolas podem acelerar a degradação da MOS e comprometer a estabilidade e a capacidade de sequestro de carbono em manguezais (LIN et al., 2024; SANTOS-ANDRADE et al., 2021).

Especificamente, a redução relativa das bandas atribuídas a grupos alifáticos (~ 2920 e 2850 cm^{-1}) e das bandas associadas a polissacarídeos e ligações C–O ($\sim 1030\text{ cm}^{-1}$) nas áreas impactadas indicam uma depleção acentuada de carbono orgânico lábil no perfil superficial do solo, geralmente relacionados a tecidos vegetais recentes e compostos orgânicos de fácil decomposição (PELTRE et al., 2014; MARGENOT et al., 2023), cuja presença é favorecida em áreas não afetadas pela carcinicultura.

Em contraste, o incremento relativo das bandas atribuídas a estruturas aromáticas (em torno de 1620 e 900 cm^{-1}) e a grupos carbonílicos ($\sim 1720\text{ cm}^{-1}$) nas áreas afetadas aponta para o acúmulo de compostos quimicamente mais recalcitrantes, como lignina modificada e ácidos húmicos condensados, típicos de estágios avançados de decomposição (WANG et al., 2024; ZENG et al., 2024). Em cenários de perturbação e maior oxigenação, como em manguezais sujeitos a efluentes aquícolas, a decomposição seletiva dos constituintes lábeis tende a deixar um resíduo proporcionalmente mais aromático e estável, ainda que associado à perda substancial de carbono total (KRISTENSEN et al., 2008; ZENG et al., 2024; SANTOS-ANDRADE et al., 2021).

A maior intensidade da banda associada a grupos hidroxilas e amina (em $\sim 3400\text{ cm}^{-1}$) nas áreas não afetadas, frequentemente detectadas na fração MOP, reforça a presença de MOS mais fresca ou menos transformada, com maior contribuição de detritos vegetais e microbianos recentes (MARGENOT et al., 2023; DONG LIU et al., 2022). Esses grupos funcionais ativos são indicativos de material orgânico mais fresco ou menos transformado, característico de solos com menor impacto antrópico e maior acúmulo contínuo de detritos vegetais e microbianos (CALDERÓN et al., 2011).

No contexto do blue carbon, essas transformações qualitativas indicam não apenas uma simples substituição de recalcitrantes por frações lábeis (Figura 20A e B), mas uma perda funcional da capacidade do solo de continuar acumulando carbono de forma efetiva a longo prazo, especialmente sob perturbações crônicas e perda de conectividade hidrológica (COORAY et al., 2025; QIN et al., 2023).

Em síntese, os resultados espectroscópicos apresentados revelam que os efluentes da carcinicultura promovem uma alteração qualitativa no carbono orgânico do solo de manguezais, caracterizada por perda de compostos lábeis, enriquecimento relativo de estruturas

aromáticas recalcitrantes e maior oxidação da MOS. Desse modo, essa mudança não apenas afeta a composição química detectável por FTIR, mas também reflete processos biogeoquímicos mais amplos que podem comprometer a capacidade de estoque de carbono desses ecossistemas, com possíveis consequências para a resiliência ecológica e o balanço de gases de efeito estufa.

7 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos trazem mais evidências que os efluentes da carcinicultura alteram significativamente a dinâmica e a qualidade da matéria orgânica em solos de manguezais do semiárido, confirmando que essa atividade interfere na estabilização e no sequestro de carbono causando danos ambientais a esses ecossistemas.

A partir desse estudo, foi possível confirmar a hipótese de que os solos de manguezais impactados apresentam menores conteúdos COT. De modo geral, as áreas impactadas apresentaram valores médios inferiores aos observados nas áreas não impactadas, comprovando que embora haja o aporte, esse material não é incorporado ou estabilizado no solo, tendo a sua degradação e mineralização acelerada, por conta dinâmica redox e, conseqüentemente, na atividade microbiana da área.

A segunda hipótese de que as áreas impactadas apresentariam uma menor proporção de carbono orgânico particulado não foi confirmada, tendo em vista que os resultados mostraram maiores teores encontrados nas regiões impactadas pela carcinicultura, principalmente na superfície. Porém, isso não significa mais estabilidade do carbono e sim uma deposição de material recente advindo dos efluentes dos cultivos de camarão, sendo um material altamente suscetível a uma decomposição a curto prazo. Já para COAM, se confirmou uma fração mais estável e persistente ao impacto na área afetada, mantendo valores médios, embora menores associado a suas interações com partículas finas do solo, o que garante uma maior proteção do carbono a decomposição, e também as condições físico-químicas do ambiente.

Os resultados se tornaram confirmatórios provando que o impacto pela carcinicultura comprometeria a qualidade e a recalcitrância da matéria orgânica do solo. A partir dos índices de recalcitrância foi possível observar menores valores associado às áreas afetadas, principalmente em COT e COP, indicando nessas áreas uma maior proporção de carbono suscetível à decomposição. As análises multivariadas complementam ao indicar que o potencial redox, a granulometria e o índice de recalcitrância são as principais variáveis responsáveis pela distinção das áreas.

Por fim, este estudo concluiu que a carcinicultura altera a distribuição e a dinâmica das frações de carbono no solo, intensificando a mineralização e a ciclagem da matéria orgânica, comprometendo a estabilização e o sequestro de carbono. Esses impactos reduzem a eficiência do manguezal como um sumidouro de carbono, aumentando a necessidade de estratégias de

manejo que considerem a manutenção da quantidade e da qualidade do carbono no solo. Os resultados obtidos foram muito importantes e vão servir de subsídio para conservação dos manguezais visando às mudanças climáticas do mundo.

REFERÊNCIAS

- ADAME, M. F.; CORMIER, N.; TAILLARDAT, P.; IRAM, N.; ROVAI, A.; SLOEY, T. M.; YANDO, E. S. BLANCO-LIBREROS, J. F.; ARNAUD, M.; JENNERJAHN, T.; LOVELOCK, C., E.; FRIESS, D.; REITHMAIER, G. M. S.; BUELOW, C. A.; MUHAMMAD-NOOR, S. M. TWILLEY, R. R.; RIBEIRO, R. A. Deconstructing the mangrove carbon cycle: gains, transformation, and losses. **Ecosphere**, [s. l.], v. 15, n. 3, e4806, 2024. DOI: 10.1002/ecs2.4806.
- ALONGI, D. M. Carbon cycling and storage in mangrove forests. **Annual Review of Marine Science**, [s. l.], v. 6, p. 195–219, 2014. DOI: 10.1146/annurev-marine-010213-135020.
- ASSAVAPANUVAT, P.; BREITHAUPT, J. L.; ENGELBERT, K. M.; SHRODER, C.; SMOAK, J. M.; BIANCHI, T. S. Contrasting stocks and origins of particulate and mineral-associated soil organic carbon in a mangrove–salt marsh ecotone. **Geoderma**, [s. l.], v. 446, p. 116–132, 2024. DOI: 10.1016/j.geoderma.2024.116904.
- BALL, M. Comparative ecophysiology of mangrove forest and tropical lowland moist rainforest. In: MULKEY, S. S.; CHAZDON, R. L.; SMITH, A. P. (Ed.). **Springer eBooks**, Boston, p. 461-496, 1996. DOI: 10.1007/978-1-4613-1163-8_16
- BARANCIKOVA, G., SENESI, N., BRUNETTI, G. Chemical and spectroscopic characterization of humic acids isolated from different Slovak soil types. **Geoderma**, [s. l.], v. 78, n. 3–4, p. 251–266, 1997. DOI: 10.1016/S0016-7061(97)00033-5.
- 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. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 142, p. 58-63, 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.031.
- BASILE-DOELSCH, I.; BALESSENT, J.; PELLERIN, S. Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil. **Biogeosciences**, [s. l.], v. 17, p. 5223-5242, 2020. DOI: 10.5194/bg-17-5223-2020.
- BELOTO, N.; COTOVICZ JR., L. C.; RODRIGUES, J. V. M.; GMACH, M. R.; ZIMMER, M.; HELFER, V.; SOARES, M. O.; BEZERRA, E. L. A. Blue carbon stock heterogeneity in Brazilian mangrove forests: A systematic review. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 197, 2023. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2023.115694.
- 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.
- 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: 10.109/00010694-192705000-00002.
- BRASIL. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). **Atlas dos Manguezais do Brasil**. ICMBio, Brasília, p. 176, 2018.

BRASIL, MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais - CRPM. Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: diagnóstico do município de Acaraú, estado do Ceará. Fortaleza: CRPM, 1998.

CALDERÓN, F. J.; REEVES, J. B.; COLLINS, H. P.; PAUL, E. A. Chemical differences in soil organic matter fractions determined by diffuse-reflectance mid-infrared spectroscopy. **Soil Biology & Biochemistry**, [s. l.], v. 43, n. 2, p. 362–370, 2011. DOI: 10.2136/sssaj2009.0375.

CHATTING, M.; AL-MASLAMANI, I.; WALTON, M.; SKOV, M. W.; KENNEDY, H.; HUSREVOĞLU, S.; LE VAY, L. Past, present and future global mangrove primary productivity. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 957, 2024. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.177446.

CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 56., 2016, Belém, PA. **Anais...** Rio de Janeiro: ABQ, 2016. Disponível em: <https://www.abq.org.br/cbq/2016/trabalhos/5/9821-23067.html>. Acesso em: 31 jan. 2025.

COORAY, P. L. I. G. M.; CHALMERS, G.; CHITTLEBOROUGH, D. A review of properties of organic matter fractions in soils of mangrove wetlands: Implications for carbon storage. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 201, 2025. DOI: 10.1016/j.soilbio.2024.109660.

COTRUFO, M.F., LAVALLÉE, J.M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: a synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. **Advances in Agronomy**, [s. l.], v. 172, p. 1–66, 2022. DOI: 10.1016/bs. agron.2021.11.002.

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.

DAUNORAS, J.; KAČERGIUS, A.; GUDIUKAITĖ, R. Role of soil microbiota enzymes in soil health and activity changes depending on climate change and the type of soil ecosystem. **Biology**, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 85, 2024. DOI: 10.3390/biology13020085.

PAULA, C. Q. Impactos ambientais na pesca artesanal brasileira: uma interpretação geográfica. **Revista Percursos**, Florianópolis, v. 19, n.41, p. 79 -106, 2018. DOI: 10.5965/1984724619412018079

DONG-XI, L.; ZHI-MAO, M.; CUI-CI, S.; YAN-WU, Z.; HUI-HUANG, L.; YOU-SHAO, W.; HAO, C. Dynamics of extracellular polymeric substances and soil organic carbon with mangrove zonation along a continuous tidal gradient. **Frontiers in Marine Science**, [s. l.], v. 9, 2022. DOI: 10.3389/fmars.2022.967767.

FERREIRA, A. C.; LACERDA, L. D. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 125, p. 38–46, 2016. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2016.03.011.

FERREIRA, T. O.; QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; BARCELLOS, D.; FERREIRA, A. D.; OTERO, X. L. Litho-climatic characteristics and its

control over mangrove soil geochemistry: A macro-scale approach. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 811, 2022. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152152.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; NÓBREGA, G. N.; VIDAL-TORRADO, P.; BERNINI, E.; ANDRADE, R. S.; ROMERO, R. E.; BARRÓN, V.; ARAÚJO, F. F.; COSTA, M. C. Soil processes as drivers of ecosystem services in coastal wetlands. **Environmental Research**, [s. l.], v. 255, 2024. DOI: 10.1016/j.envres.2024.119078.

FUNCEME. **Índices de Aridez do Estado do Ceará. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos**, [s. l.], 2024. Disponível em: http://www.funceme.br/?page_id=5826. Acesso em: 11 jan 2025.

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. **Annual Review of Environment and Resources**, [s. l.], v. 44, p. 89–115, 2019. DOI: 10.1146/annurev-environ-101718-033302.

FRIESS, D. A.; YANDO, E. S.; ALEMU I, J. B.; WONG, L.-W.; SOTO, S. D.; BHATIA, N. Ecosystem services and disservices of mangrove forests and salt marshes. In: HAWKINS, S. J.; ALLCOCK, A. L.; BATES, A. E.; EVANS, A. J.; FIRTH, L. B.; McQUAID, C. D.; RUSSELL, B. D.; SMITH, I. P.; SWEARER, S. E.; TODD, P. A. (eds.). **Oceanography and marine biology: an annual review**. Boca Raton: CRC Press; Taylor & Francis Group, 2020. v. 58, p. 107–142.

GOMES, E. J. S.; BATISTA, I. S.; LIMA, Z. M. C. Cobertura, ocupação do solo e erosão no entorno da Laguna Guaraíras/RN, Brasil, **HOLOS**, [s. l.], v. 34, p. 140-156, 2018. DOI: 10.15628/holos.2018.5509.

GOMES, L. E. O.; SANDERS, C. J.; NÓBREGA, G. N.; VESCOVI, L. C.; QUEIROZ, H. M.; KAUFFMAN, J. B.; FERREIRA, T. O.; BERNARDINO, A. F. Ecosystem carbon losses following a climate-induced mangrove mortality in Brazil, **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 297, 2021. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113381.

GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R.; DORAN, J. W.; PANKHURST, C. E.; DWYER, L. M. Biological attributes of soil quality. In: **Developments in Soil Science**. [s. l.], Elsevier. v. 25, p. 81-113, 1997. DOI: 10.1016/S0166-2481(97)80031-1.

GUNZLER, H.; GREMLICH, H. U. **IR-Spektroskopie: Eine Einführung**. 4. ed. [s. l.], Weinheim: John Wiley & Sons, 2003.

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, n. 12, p. 1306–1316, 2023. DOI: 10.1016/j.scib.2023.05.004.

JIMENEZ, L. C. Z.; QUEIROZ, H. M.; OTERO, X. L.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O. Soil organic matter responses to mangrove restoration: A replanting experience in northeast Brazil. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, [s. l.], v. 18, n. 17, 2021. DOI: 10.3390/ijerph18178981.

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.

KAUFFMAN, J. B.; ADAME, M. F.; ARIFANTI, V. B.; SCHILE-BEERS, L. M.; BERNARDINO, A. F.; BHOMIA, R. K.; DONATO, D. C.; FELLER, I. C.; FERREIRA, T. O.; GARCIA, M. C. J.; MACKENZIE, R. A.; MEGONIGAL, J. P.; MURDIYARSO, D.; SIMPSON, L.; HERNÁNDEZ TREJO, H. Total ecosystem carbon stocks of mangroves across broad global environmental and physical gradients. **Ecological Monographs**, [s. l.], v. 90, n. 2, 2020. DOI: 10.1002/ecm.1405.

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.

KIDA, M.; FUJITAKI, N. Organic carbon stabilization mechanisms in mangrove soils: a review. **Forests**, [s. l.], v. 11, n. 9, p. 981, 2020. DOI: 10.3390/f11090981.

KRISTENSEN, E. Carbon balance in mangrove sediments: the driving processes and their controls. In: TATEDA, Y. et al. (Ed.). **Greenhouse Gas and Carbon Balances in Mangrove Coastal Ecosystems**. Kanagawa, Japão: Gendai Tosho. p. 61-78, 2007.

KRISTENSEN, E.; BOULION, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. **Aquatic Botany**, [s. l.], v. 89, n. 2, p. 201–219, 2008. DOI: 10.1016/j.aquabot.2007.12.005.

LEUTHOLD, S.; LAVALLEE, 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.

LIN, S.; ZHOU, Y.; WANG, W.; SARDANS, J.; LI, Y.; FU, C.; ZENG, F.; SONG, Z.; TARIQ, A.; PEÑUELAS, J. Losses and destabilization of soil organic carbon stocks in coastal wetlands converted into aquaculture ponds. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 30, n. 9, 2024. DOI: 10.1111/gcb.17480.

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: j.soilbio.2013.03.004.

MACREADIE, P. I.; AKHAND, A.; TREVATHAN-TACKETT, S. M.; DUARTE, C. M.; BALDOCK, J.; BOWEN, J. L.; CONNOLLY, R. M.. Stabilisation and destabilisation of coastal blue carbon: The key factors. **Earth-Science Reviews**, [s. l.], v. 265, n. 4, 2025. DOI: 10.1016/j.earscirev.2025.105133

MAIA, L. P. et al. **Atlas dos manguezais do Nordeste do Brasil**: avaliação das áreas de manguezais dos Estados Do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Universidade Federal do Ceará – Instituto de Ciências do Mar e outros. Fortaleza: SEMACE, p. 55, 2006.

MAIA, R. C. *Manguezais do Ceará*. Recife: Imprima, 2016.

MARGENOT, A. J.; PARIKH, S. J.; CALDERÓN, F. J. Fourier-transform infrared spectroscopy for soil organic matter analysis. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 87, p. 1503-1528, 2023. DOI: 10.1002/saj2.20583.

MCKEE, K.L.; CAHOON, D.R.; FELLER, I.C. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 16, p. 545–556, 2007. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00317.

MENÉNDEZ, P.; LOSADA, I. J.; TORRES-ORTEGA, S.; NARAYAN, S.; BECK, M. W. The global flood protection benefits of mangroves. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 10, 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-61136-6.

MUKHERJEE, N.; SUTHERLAND, W. J.; DICKS, L.; HUGÉ, J.; KOEDAM, N.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision making and future valuation exercises. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 9, 2014. DOI: 10.1371/journal.pone.0107706.

MURDIYARSO, D.; SASMITO, S. D.; SILLANPÄÄ, M.; MACKENZIE, R.; GAVEAU, D.. Mangrove selective logging sustains biomass carbon recovery, soil carbon, and sediment. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 11, 2021. DOI: 10.1038/s41598-021-91820-6.

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.

NELLEMANN, C.; CORCORAN, E.; DUARTE, C. M.; VALEDES, L.; YOUNG, C.; FONSECA, L.; GRIMSDITCH, G. **Blue Carbon**: The role of healthy oceans in binding carbon, a Rapid Response Assessment. Arendal: United Nations Environment Programme, 2009.

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. **Environmental earth sciences**, [s. l.], v. 78, 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. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 186, p. 5749–5762, 2014. DOI: 10.1007/s10661-014-3817-3.

PARIKH, S. J.; GOYNE, K. W.; MARGENOT, A. J.; MUKOME, F. N. D.; CALDERÓN, F. J. Soil chemical insights provided through Vibrational Spectroscopy. **Advances in Agronomy**, [s. l.], v. 126, p. 1-148, 2014.

PELTRE, C.; BRUUN, S.; DU, C.; THOMSEN, I. K.; JENSEN, L. S. Assessing soil constituents and labile soil organic carbon by mid infrared photoacoustic spectroscopy. **Soil Biology & Biochemistry**, [s. l.], v. 77, p. 41–50, 2014. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.06.022.

PIÑERO-JUNCAL, N.; MATEO, M. A.; LEIVA-DUEÑAS, C.; SERRANO, E.; INOSTROZA, K.; SOLER, M.; APOSTOLAKI, E. T.; LAVERY, P.; DUARTE, C. M.; LAFFRATA, A.; SERRANO, O. Soil organic carbon depth profiles and centennial and millennial decay rates in tidal marsh, mangrove and seagrass blue carbon ecosystems. **Communications Earth & Environment**, [s. l.], v. 6, p. 504, 2025. DOI: 10.1038/s43247-025-02390-2.

QIN, G.; HE, W.; SANDERS, C. J.; ZHANG, J.; ZHOU, J.; WU, J.; LU, Z.; YU, M.; LI, Y.; LI, Y.; LAMBERS, H.; LI, Z.; WANG, F. Contributions of plant - and microbial - derived residuals to mangrove soil carbon stocks: Implications for blue carbon sequestration. **Functional Ecology**, [s. l.], v. 38, n. 3, p. 573-585, 2024. DOI: 10.1111/1365-2435.14497.

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, L.; ROSSI, S.; MEIRELES, J.; COELHO, C. Shrimp aquaculture in the federal state of Ceará, 1970–2012: Trends after mangrove forest privatization in Brazil. **Ocean & Coastal Management**, [s. l.], v. 73, p. 54–62, 2013. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2012.11.009.

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. M. S.; 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**, Hoboken, v. 35, 2021. DOI: 10.1029/2020GB006785.

ROBIN, S. L.; BAUDIN, F.; LE MILBEAU, C.; MARCHAND, C. Millennial-aged organic matter preservation in anoxic and sulfidic mangrove soils: Insights from isotopic and molecular analyses. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [s. l.], v. 308, 2024. DOI: 10.1016/j.ecss.2024.108936.

ROVAI, A. S.; TWILLEY, R. R.; CASTAÑEDA-MOYA, E.; MIDWAY, S. R.; FRIESS, D. A.; TRETTIN, C. C.; BUKOSKI, J. J.; STOVALL, A. E. L.; PAGLIOSA, P. R.; FONSECA, A. L.; MACKENZIE, R.; ASLAN, A.; SASMITO, S.; SILLANPAA, M.; COLE, T. G.; PURBOPUSPITO, J.; WARREN, M. W.; MURDIYARSO, D.; MOFU, W. Y.; SHARMA, S.; PHAM, T. H.; RIUL, P. Macroecological patterns of forest structure and allometric scaling in mangrove forests. **Global Ecology and Biogeography**, [s. l.], v. 30, p. 1007–1021, 2021. DOI: 10.1111/geb.13268.

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, 2024. DOI: 10.1038/s41467-024-54447-z.

SANTOS-ANDRADE, M.; HATJE, V.; ARIAS-ORTIZ, A.; PATIRE, V.; SILVA, L. A. Human disturbance drives loss of soil organic matter and changes its stability and sources in mangroves. **Environmental Research**, [s. l.], v. 202, 2021. DOI: 10.1016/j.envres.2021.111663.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; DE CAMARGO, T. M. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries**, [s. l.], v. 13, p. 204-218, 1990.

SHARMA, V.; CHAUHAN, R.; KUMAR, R. Spectral characteristics of organic soil matter: A comprehensive review. **Microchemical Journal**, [s. l.], v. 171, 2021.

SILVA, E.V., SOUZA, M.M. de A. Main forms of use and occupation of the mangroves of the State of Ceará. **Cult. Sci. Period**, [s. l.], v. 1, p. 12–20, 2006.

SUÁREZ-ABELENDA, 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.

SZYMANSKI, W. Chemistry and spectroscopic properties of surface horizons of Arctic soils under different types of tundra vegetation - A case study from the Fuglebergsletta coastal plain (SW Spitsbergen). **Catena**, [s. l.], v. 159, p. 325-337, 2017.

TABUADEMARES. **Tábua de marés para Acaraú (CE)**. Disponível em: <https://tabuademares.com/br/ceara/acarau>. Acesso em: 21 abr. 2025.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; TEIXEIRA, W. G. Carbono e Nitrogênio Total - Analisador Elementar. In: EMBRAPA (Org.). **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed., cap. 4, rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, p. 67-88, 2017.

TIAN, Y.; CHEN, G. C.; LU, H.; ZHU, H.; YE, Y. Effects of shrimp pond effluents on stocks of organic carbon, nitrogen and phosphorus in soils of *Kandelia obovata* forests along Jiulong River Estuary. **Marine Pollution Bulletin**, [s. l.], v. 149, 2019. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110657.

TIVET, F.; DE MORAES SÁ, J C.; LAL, R.; MILORI, D. M. B. P.; BRIEDIS, C.; LETOURMY, P.; PINHEIRO, L. A.; BORSZOWSKI, P. R.; DA CRUZ HARTMAN, D. Assessing humification and organic C compounds by laser-induced fluorescence and FTIR spectroscopies under conventional and no-till management in Brazilian Oxisols. **Geoderma**, [s. l.], v. 207–208, n. 1, p. 71–81, 2013.

WANG, F.; ZHANG, N.; YANG, S.; LI, Y.; YANG, L.; CAO, W. Source and stability of soil organic carbon jointly regulate soil carbon pool, but source alteration is more effective in mangrove ecosystem following *Spartina alterniflora* invasion. **Catena**, [s. l.], v. 235, 2024. DOI: 10.1016/j.catena.2023.107681.

WANG, C.; KUZYAKOV, Y. Soil organic matter priming: The pH effects. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 30, 2024. DOI: 10.1111/gcb.17349.

ZENG, K.; HUANG, X.; DAI, C.; HE, C.; CHEN, H.; GUO, J.; XIN, G. Bacterial community regulation soil organic matter molecular structure in heavy metal-rich mangrove sediments. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 465, 2024. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.133086.