



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E CIÊNCIAS AMBIENTAIS

LARISSA SANTOS XAVIER

**AVALIAÇÃO DA BIODISPONIBILIDADE DE METAIS EM PERFIS DE
SEDIMENTOS DA ATIVIDADE DE CARCINICULTURA NA REGIÃO DO BAIXO
SÃO FRANCISCO, BRASIL**

São Cristóvão (SE)

2023

LARISSA SANTOS XAVIER

**AVALIAÇÃO DA BIODISPONIBILIDADE DE METAIS EM PERFIS DE
SEDIMENTOS DA ATIVIDADE DE CARCINICULTURA NA REGIÃO DO BAIXO
SÃO FRANCISCO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa

Co-orientador: Dr. Felipe Obed Correia

São Cristóvão (SE)

2023

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

- X3a Xavier, Larissa Santos.
Avaliação da biodisponibilidade de metais em perfis de sedimentos da atividade de carcinicultura na região do baixo São Francisco, SE / Larissa Santos Xavier; orientador Silvânio Silvério Lopes da Costa. – São Cristóvão, SE, 2023.
96 f.; il.
- Dissertação (mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais)
– Universidade Federal de Sergipe, 2023.
1. Camarões - Criação. 2. Sedimentos fluviais. 3. Impacto ambiental
- Avaliação. I. Costa, Silvânio Silvério Lopes da, orient. II. Título.

CDU 595.371

LARISSA SANTOS XAVIER

**AVALIAÇÃO DA BIODISPONIBILIDADE DE METAIS EM PERFIS DE SEDIMENTOS
DA ATIVIDADE DE CARCINICULTURA NA REGIÃO DO BAIXO SÃO FRANCISCO,
BRASIL**

Dissertação de Mestrado aprovada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia
e Ciências Ambientais da Universidade Federal de Sergipe em 24 de fevereiro de
2023.

BANCA EXAMINADORA:

Documento assinado digitalmente
 SILVÂNIO SILVERIO LOPES DA COSTA
Data: 12/04/2023 11:29:24-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Silvânio Silvério Lopes da Costa
(PPGECIA/UFS)

Documento assinado digitalmente
 FELIPO OBED CORREIA
Data: 28/03/2023 22:32:39-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Felipe Obed Correia
(PPGECIA/UFS)

Documento assinado digitalmente
 GILMARA FERNANDES EÇA
Data: 22/03/2023 16:38:43-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Gilmara Fernandes Eça
(CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS/UFRB)

Documento assinado digitalmente
 ANDREA NOVELLI
Data: 14/04/2023 09:45:53-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Andrea Novelli
(PPGECIA/UFS)

Dedico esta dissertação:

A meu pai, Petrucio Xavier Matos (*in
memoriam*) por ser meu maior
incentivador. A minha mãe, Edinalva, e as
minhas irmãs, Patricia e Ana Ruth, por
serem meu porto seguro.

Agradecimentos

A elaboração e execução desta dissertação, por mais que seja uma atividade individual, exige sempre a colaboração e participação de outras pessoas, que se tornam essenciais para o desenvolvimento. Desta forma, faço agradecimentos as pessoas que considero relevantes na trajetória deste estudo, e as que eu lembrei.

Primeiramente, agradeço a Deus, porque se eu consegui chegar até aqui foi graças a Sua infinita misericórdia e bondade, porque se dependesse apenas da minha força eu teria desistido no primeiro semestre.

A minha família, em especial a minha mãe, Edinalva, minhas irmãs Patricia e Ana Ruth, minha avó Josefina, e a meu pai, Petrucio (*in memoriam*), por todo amor, companheirismo, apoio, amor e por confiarem em mim, e aos meus tios e primos que sempre acreditaram em mim. Aos meus amigos, que participaram direta e indiretamente da minha vida acadêmica, não irei citar nomes para não esquecer ninguém, mas eu sou grata a todos vocês.

Ao meu orientador, Prof Dr. Silvânio Costa, sou grata por todo conhecimento compartilhado, por ter me aceitado como orientanda, e acreditado no meu potencial, sei que muitas vezes eu estava preocupada, confusa, chorando e desesperada, mas sempre confiou em mim. A meu co-orientador, Dr. Felipe Correia, por toda paciência, disponibilidade e apoio. Agradeço pelas broncas, críticas, correções e sugestões dos dois, pois só assim tornou possível a conclusão desta pesquisa.

Ao grupo de pesquisa do Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental (LTMA), em especial a IC Andrielle, a minha dupla de comida e cafezinho Érica, por terem aguentado meus surtos, a Raynne por alegrar minhas manhãs com seus surtos e gerar entretenimento, e aos demais por todo apoio, conhecimento compartilhado e ajuda, vocês foram primordiais na execução da metodologia.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro. Enfim, a todos que mesmo que não foram citados, mas que contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos. A Fundação Apoio à Pesquisa e à Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe (FAPITEC), pelo apoio financeiro concedido ao projeto de pesquisa que este trabalho está inserido. Ao Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS), pela orientação nas análises realizadas no Espectrofotômetro de Emissão Óptica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES).

RESUMO

A atividade de carcinicultura é definida como a criação de camarão em cativeiro. Devido ao crescimento da atividade na Região do Baixo São Francisco, surgiu a necessidade de avaliar a qualidade dos sedimentos sob influência desse cultivo. Com isso, o objetivo do trabalho foi avaliar o perfil químico de metais em testemunho de sedimentos, coletados no ano de 2019, em três fazendas produtoras de camarão, localizadas de forma a englobar a região do Baixo São Francisco, sendo um perfil no viveiro e outro perfil no canal de drenagem, em cada fazenda. Nesse estudo, foi utilizado o método de extração parcial, onde foram determinadas, por ICP OES, as concentrações biodisponíveis de Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni e Zn. Os resultados de concordância variaram entre 97,59% (Ca) e 117,92% (Mg) para o material de referência certificado de sedimentos marinhos HISS-1 (Canadá). Os valores do desvio padrão relativo estão abaixo de 15%, expressando a precisão do método. As características granulométricas dos sedimentos superficiais revelaram uma predominância da fração argila e silte nos perfis F1A e F1B, da fazenda de Igreja Nova/AL, e de silte e areia fina nos perfis F2C, F2D, F3E e F3F, das duas fazendas de Brejo Grande/SE. O teor de MO apresentou-se acima do limite estabelecido pela resolução CONAMA nº 454/2012, limite de 10% para matéria orgânica presente nos sedimentos de dragagem. Através da aplicação da HCA, foi observado a formação de três grupos que apresentam alta similaridade (I: formado pelo perfil F2D, II: formado pelos perfis F1B e F3E; e III: formado pelos perfis F1A, F2C e F3F). Com a aplicação da PCA, percebeu-se que a PC1 representa 41,02% de variância, já a PC2 apresentou 30,21% de variância, sendo apenas as duas primeiras PC suficientes para explicar 71,23% da variância acumulada do conjunto de dados, onde as amostras do perfil F2D estão distribuídas na região com escores positivos tanto da PC1 quanto da PC2, sendo influenciados pelos elementos Ca, Mg e Na, os perfis F1B e F3E são caracterizados pelos maiores teores para K e Cr, os perfis F1A, F2C e F3F pela similaridade nas concentrações de Fe, Ni, Mn e Cu. O estudo aponta enriquecimento baixo para Cu e Zn e enriquecimento moderado para Mn, sendo a alimentação dos camarões a principal responsável pelo aumento de Cu, Zn e Mn nos sedimentos. Até o período em que as amostras de perfis de sedimentos foram coletadas, os resultados dos teores parciais apontam que conforme a concentração para cada metal analisado no presente estudo, por meio dos VGQS, os efeitos negativos à biota são raramente observados. E atividade de carcinicultura por apresentar um excelente potencial de crescimento econômico, é necessário o investimento em tecnologia, inovação e pesquisa, associado a fiscalização e interação dos órgãos ambientais, para que a atividade continue gerando lucros e se torne mais sustentável.

PALAVRAS-CHAVE: Baixo São Francisco; Carcinicultura; Extração Parcial; Impacto Ambiental; Sedimentos.

ABSTRACT

Shrimp farming is defined as raising shrimp in captivity. Due to the growth of activity in the Baixo São Francisco region, the need arose to assess the quality of sediments under the influence of this crop. With this, the objective of the work was to evaluate the chemical profile of metals in sediments, collected in the year 2019, in three shrimp farms, located in order to encompass the Lower São Francisco region, being a profile in the nursery and another profile in the drainage channel, on each farm. In this study, the partial transfer method was used, where the bioavailable concentrations of Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni and Zn were determined by ICP OES. Agreement results ranged from 97.59% (Ca) to 117.92% (Mg) for the HISS-1 marine sediment certified reference material (Canada). Relative standard deviation values are below 15%, expressing the accuracy of the method. The granulometric characteristics of the intercalated sediments revealed a predominance of obtaining clay and silt in profiles F1A and F1B, from the farm in Igreja Nova/AL, and silt and fine sand in profiles F2C, F2D, F3E and F3F, from the two farms in Brejo Largo /SE. The OM content was above the limit established by CONAMA Resolution No. 454/2012, a limit of 10% for organic matter present in the dredging sediments. Through the application of HCA, it was observed the formation of three groups that present high similarity (I: formed by the F2D profile, II: formed by the F1B and F3E profiles; and III: formed by the F1A, F2C and F3F profiles). With the application of PCA, it was noticed that PC1 represents 41.02% of variance, while PC2 presented 30.21% of variance, with only two first PCs being enough to explain 71.23% of the accumulated variance of the data set, where the F2D profile samples are distributed in the region with positive scores for both PC1 and PC2, being influenced by the elements Ca, Mg and Na, the F1B and F3E profiles are characterized by the highest levels for K and Cr, the F1A profiles, F2C and F3F due to the similarity in the concentrations of Fe, Ni, Mn and Cu. The study indicates low enrichment for Cu and Zn and moderate enrichment for Mn, with shrimp feeding being the main factor responsible for the increase of Cu, Zn and Mn in the sediments. Until the period in which the sediment profile samples were collected, the results of the partial grades indicate that, depending on the concentration for each metal analyzed in the present study, through the VGQS, the negative effects on the biota are observed. And the shrimp farming activity, due to its excellent potential for economic growth, requires investment in technology, innovation and research, associated with the protection and interaction of environmental agencies, so that the activity continues to generate profits and becomes more sustainable.

KEYWORDS: Environmental impact; Lower São Francisco; Shrimp farming; Partial Extraction; Sediments.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1– Valores Guias de qualidade de sedimentos marinhos	27
Tabela 2– Classes de grau de contaminação.....	28
Tabela 3– Classes de grau de enriquecimento	29
Tabela 4– Descrição de pontos de amostragens e coordenadas geográficas	32
Tabela 5– Classificação granulométrica dos sedimentos	33
Tabela 6– Valores de BEC, LD e LQ para amostras de sedimentos e análise do Material de Referências HISS-1 por ICP OES	39
Tabela 7– Classificação granulométrica dos sedimentos	40
Tabela 8– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F1A, no viveiro da fazenda de Igreja Nova/AL	49
Tabela 9– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F1B, no canal de drenagem da fazenda de Igreja Nova/AL	50
Tabela 10– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F2C, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE	51
Tabela 11– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F2D, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE	52
Tabela 12– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F3E, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE	53
Tabela 13– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F3F, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE	54
Tabela 14– Correlação de Pearson entre os metais analisados e a matéria orgânica	55
Tabela 15– Pesos das variáveis extraídas das componentes principais	57
Tabela 16– Cálculo de Igeo para no perfil F1A, no viveiro da fazenda de Igreja Nova/AL	67
Tabela 17– Cálculo de Igeo para no perfil F1B, no canal de drenagem da fazenda de Igreja Nova/AL	68
Tabela 18– Cálculo de Igeo para no perfil F2C, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE	68
Tabela 19– Cálculo de Igeo para no perfil F2D, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE	69

Tabela 20– Cálculo de Igeo para no perfil F3E, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE	69
Tabela 21– Cálculo de Igeo para no perfil F3F, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE	70
Tabela 22– Cálculo de FE para no perfil F1A, no viveiro da fazenda de Igreja Nova/AL	71
Tabela 23– Cálculo de FE para no perfil F1B, no canal de drenagem da fazenda de Igreja Nova/AL	72
Tabela 24– Cálculo de FE para no perfil F2C, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE	72
Tabela 25– Cálculo de FE para no perfil F2D, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE	73
Tabela 26– Cálculo de FE para no perfil F3E, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE	73
Tabela 27– Cálculo de FE para no perfil F3F, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE	74

LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Mapa de localização das fazendas de camarão	32
Figura 2– Classificação granulométrica dos perfis de sedimentos estudados	41
Figura 3– Dendograma da análise de agrupamento hierárquico para todos os perfis estudados	58
Figura 4– Gráfico de PCA para todos os perfis estudados	59
Figura 5– Variação da concentração do Cálcio, Magnésio, Potássio e Sódio em função da profundidade nos perfis estudados	62
Figura 6– Variação da concentração do Ferro, Manganês, Cromo, Cobre, Níquel e Zinco em função da profundidade nos perfis estudados	64

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	15
2.1 Geral	15
2.2 Específicos	15
3 REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1 Panorama Geral da Carcinicultura	16
3.2 Aspectos legais da carcinicultura no Brasil	19
3.3 Impactos ambientais gerados pela carcinicultura	21
3.4 Índices de avaliação de sedimentos	24
3.5 Análises estatísticas	29
4 MATERIAL E MÉTODOS	31
4.1 Caracterização da área de estudo	31
4.2 Coleta e preparo de amostras	32
4.2.1 Análise granulométrica	33
4.2.2 Procedimento de extração parcial dos metais	33
4.2.3 Determinação do teor de matéria orgânica	34
4.3 Determinação da constituição elementar das amostras de sedimento	35
4.4 Controle de qualidade	35
4.5 Reconhecimento de padrões	36
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
5.1 Validação metodológica	38
5.2 Análise granulométrica	40
5.3 Distribuição da concentração dos metais traço biodisponível e a relação com a matéria orgânica em sedimentos	41
5.4 Análises Estatísticas	55
5.5 Análise da qualidade dos sedimentos	61
5.5.1 Valores Guias	61
5.5.2 Índice de Geoacumulação (Igeo)	66

5.5.3 Fator de Enriquecimento (FE)	70
5.6 Relação entre os aspectos ambientais e às atividades de manejo	74
6 CONCLUSÃO	77
7 TRABALHOS FUTUROS	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	79

1 INTRODUÇÃO

A atividade pesqueira é uma prática realizada desde a antiguidade e desempenha um papel importante na economia mundial. A carcinicultura se destaca por ser uma das áreas da aquicultura de crescimento mais rápido em muitos países, com um potencial de suprir a elevada demanda alimentar, por meio do uso de novas tecnologias e investimentos no setor, trazendo assim estabilidade aos sistemas de produção (CHAIKAEW *et al.*, 2019; FREIRE *et al.*, 2021).

No Brasil, a carcinicultura é praticamente desenvolvida na região nordeste, correspondendo a 88,6% do total de fazendas e, conforme o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) 99,71% da produção do país no ano de 2021 foi proveniente da região nordeste, equivalente a 78.414 ton/ano (IBGE, 2022). Neste contexto, o estado de Sergipe vem se destacando por apresentar um elevado potencial de crescimento produtivo (VIDAL e XIMENES, 2016), no ano de 2021 foi considerado o quarto maior produtor do país, com produção de 4.544 ton/ano (IBGE, 2022), enquanto o estado de Alagoas, no ano de 2020, teve uma produção de 1.241 ton/ano (VIDAL, 2022).

A carcinicultura apresenta excelente potencial de crescimento, tendo duas características notáveis: a primeira, é o fato de ser um produto do setor primário que não depende exclusivamente de chuvas, por encontrar águas salobras para a produção, principalmente na costa do Nordeste, e a segunda, é o fato de gerar emprego permanente para trabalhadores rurais das pequenas comunidades costeiras (SANTOS, 2009; FERRAZ, 2018).

Apesar de ser considerado uma atividade viável economicamente, o meio ambiente no entorno das fazendas de camarão vem sofrendo com a poluição. A emissão direta de efluentes, após o esvaziamento dos tanques no final de cada ciclo produtivo, em manguezais e estuários tem sido associado a sérios riscos ambientais para os ecossistemas marinhos, eutrofização da água e contaminação de sedimentos (LACERDA *et al.*, 2021; BARCELLOS *et al.*, 2019).

Uma vez que a alta produtividade dos viveiros depende de dois fatores: o primeiro é a quantidade de alimentos que é influenciada pela intensidade do sistema de cultivo, tendo os sistemas extensivos a predominância de ração natural ou artificial de baixo custo, e nos sistemas intensivos predomina o uso de ração mais formulada

nutricionalmente, e o segundo é com relação aos fertilizantes, que aumenta a produtividade do plâncton e bentos, servindo de alimentos para os crustáceos e para induzir a forte aeração dos tanques (DIETRICH e AYERS, 2021; LACERDA *et al.*, 2021).

No entanto, o uso excessivo de fertilizantes pode resultar em densas florações de fitoplâncton, que podem ser prejudiciais aos camarões, pois pode levar a baixas concentrações de oxigênio dissolvido durante o período da noite, e as impurezas presentes no resto de ração podem acarretar no acúmulo de metais traço nos sedimentos, que são formados pela deposição de partículas presentes na coluna de água (BOYD, 2018; FERREIRA, 2001; ROVERSI, 2018).

Devido à alta toxicidade dos metais, a sua ocorrência no meio ambiente causa preocupação, por isso, estudos acerca da contaminação dos metais em sedimentos são necessários para conhecer a extensão e gravidade dos impactos ambientais, para posteriormente serem desenvolvidas atividades de manejo mais sustentáveis para a atividade.

O controle ambiental da poluição deve ser considerado pelos produtores rurais, por este motivo a atividade de carcinicultura na região do Baixo São Francisco precisa ser acompanhada, para que as consequências socioeconômicas e ambientais eventualmente causadas não se tornem irreversíveis. Diante disto, foram monitoradas, durante o período de execução do projeto, três fazendas produtoras de camarão, distribuídas de forma a englobar toda a região do baixo São Francisco, localizadas nos Estados de Sergipe e Alagoas.

2 OBJETIVOS

2.1. Geral

Avaliar a distribuição dos metais em perfis de sedimentos da atividade de carcinicultura na região do Baixo São Francisco, com a finalidade de auxiliar na gestão e manejo desta atividade, e identificar os possíveis impactos ambientais causados pela atividade.

2.2. Específicos

- Avaliar o perfil químico de sedimentos provenientes dos viveiros e dos canais de drenagem de carcinicultura em três fazendas localizadas na região do Baixo São Francisco;
- Detectar e quantificar os metais biodisponíveis Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni e Zn nos perfis de sedimentos da carcinicultura;
- Determinar os teores de matéria orgânica dos sedimentos;
- Analisar o potencial impacto de contaminação dos metais por meio de Índices de Avaliação de Sedimentos (Valores Guias de Qualidade de Sedimentos, Índice de Geoacumulação e Fator de Enriquecimento);
- Relacionar aspectos ambientais às atividades de manejo da cultura de camarão da região do baixo São Francisco.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Panorama Geral da Carcinicultura

Segundo a *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) (2020), a aquicultura costeira desempenha um papel importante na subsistência, no emprego e no desenvolvimento econômico local entre as comunidades costeiras em muitos países em desenvolvimento, sendo a responsável por 46% da produção total e 52% do pescado para consumo humano. A carcinicultura, segundo Soares *et al.* (2021) é definida como a criação de camarões em cativeiro, sendo um dos setores que mais contribui com o suprimento global de proteína animal. Houve um aumento significativo do consumo per capita de produtos da aquicultura, segundo Noguera-Muñoz *et al.* (2021), passando de 9,9 kg na década de 1960 para 20,5 kg em 2018, e esse aumento é consequência não só do crescimento populacional e do aumento da renda econômica das famílias, mas também à tendência à alimentação saudável.

Em termos globais, Ribeiro *et al.* (2014) relatam que a produção e o desempenho financeiro da carcinicultura alcançaram resultados excelentes ao longo dos anos. A produção de camarão marinho, segundo Jiménez *et al.* (2020), vem se desenvolvendo desde a década de 1970, principalmente em países da Ásia e da América, sendo que a China, de acordo com Ni *et al.* (2019), destacou-se como o maior produtor do mundo, com uma produção total de mais de 1 milhão de toneladas em 2016. Em Bangladesh, conforme Ray *et al.* (2021), a carcinicultura contribui com aproximadamente 71% do total da produção nacional, o que tem gerado diversas oportunidades de emprego, principalmente para as comunidades rurais das áreas costeiras do país. Na América Latina, segundo Morales *et al.* (2019), a carcinicultura representa uma importante atividade econômica que sustenta milhares de famílias por meio de empregos diretos e indiretos, sendo os maiores produtores os países Equador, México e Brasil, seguidos por Honduras e Nicarágua.

No Brasil, o berço da carcinicultura foi o Estado do Rio Grande do Norte, conforme a Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC, 2011), que na década de 1970 o Governo Estadual criou o “Projeto Camarão” como alternativa para substituir a extração do sal, que se encontrava em crise. A indústria do cultivo de camarão tornou-se objeto de grandes transformações, conforme Tahim *et al.* (2019),

entre o período de 1978 até 1996, com a introdução do cultivo do camarão do pacífico e com os avanços científico e tecnológico a atividade atingiu o auge em termo de produtividade nos anos 2000.

Porém, os custos operacionais no modelo produtivo intensivo adotado até 2004, segundo Nunes *et al.* (2011), tornaram-se muito caros diante da queda significativa da produtividade, com isso, uma crise se instalou no setor, e como consequência, houve um rápido endividamento e descapitalização dos produtores, causando a paralisação de investimentos, fechamento de fazendas e desemprego em massa. Somente a partir de 2008, a atividade retomou seus índices de rentabilidade, beneficiada pelo novo cenário econômico do país.

Conforme Valenti *et al.* (2021) na última década, a maior parte do camarão marinho produzido no Brasil foi processado e exportado para os Estados Unidos da América e países da Europa, no entanto, desde 2010, o mercado interno tornou-se o principal escoamento do camarão cultivado. A produção comercial de camarão criado em cativeiro, conforme dados do IBGE (2022), em 2021 foram 78,6 mil toneladas, 18,1% maior que a produção do ano anterior, onde o Nordeste foi responsável por 99,7% da produção, totalizando 78,4 mil toneladas.

Segundo dados da Secretaria de Estado da Agricultura (2020), a produção no Estado de Sergipe vem aumentando a cada ano e se tornando uma excelente alternativa de renda no meio rural, sendo os municípios de Nossa Senhora do Socorro e Brejo Grande os maiores criadores do crustáceo. Em termos de produção no Estado, geralmente obtêm produtividades que variam de 0,5 a 2 toneladas/ha/ciclo, em 70 a 110 dias de cultivo, tendo como peso médio de despesca, camarões que variam de 8 a 12 gramas de peso médio individual, podendo desta forma, produzir de dois a três ciclos por ano na mesma estrutura, conforme aponta o SEBRAE (2018). Os produtores de pequeno porte contam exclusivamente com a variação da maré tanto para o abastecimento e renovação da água de cultivo, quanto para a despesca.

Oliveira *et al.* (2017) apontam que entre os anos de 2004 e 2011, em Sergipe, ocorreu um crescimento significativo em relação ao número de produtores, que passou de 69 para 224, e as áreas de cultivo, de 514 para 1.040 ha. De acordo com IBGE (2022) o município de Brejo Grande, da região do Baixo São Francisco, aumentou em 101,7% a produção de camarão no ano de 2020. A carcinicultura vem se consolidando, com o passar dos anos, como uma atividade econômica rentável e

promissora para o Estado de Sergipe, expandindo-se de forma rápida, que segundo Silva (2020) a sua alta rentabilidade se dá pelo fato de que o ciclo do cultivo do camarão é mais rápido, tornando-se assim mais produtivo que a rizicultura ou outras culturas.

No entanto, as fazendas de camarão não apresentam um padrão, segundo Tahim *et al.* (2019), não só em relação ao tamanho, mas também em relação ao estilo e tecnologia empregados. Parte delas explora áreas inferiores a dois hectares e trabalha de forma quase artesanal, utilizando-se de técnicas de manejo e outros mecanismos predeterminados e de fácil aprendizado.

A carcinicultura abrange tanto o cultivo de camarões marinhos, quanto os de água doce. No entanto, há predominância da produção de espécie marinha nos estados do nordeste do Brasil, enquanto que a carcinicultura de água doce é difundida predominantemente na região sudeste, apesar de ser em pequena escala (SEBRAE, 2018). A criação de espécies aquáticas, conforme Soares *et al.* (2021), incluindo a de camarões-marinhos, é feita de diferentes maneiras em função do manejo realizado nas fazendas. Os sistemas de cultivo de camarão em cativeiro podem ser divididos em quatro etapas: larvicultura, berçário, engorda e despesca, descritas no Quadro 1.

Quadro 1- Cadeia produtiva do camarão.

Etapas	Descrição
Larvicultura	É a primeira etapa do processo produtivo, que consiste na produção das larvas de camarão. Essa fase é processada em laboratório, após período de adaptação é realizado uma seleção onde os animais mais aptos são escolhidos, selecionados e transferidos para os tanques berçários.
Berçário	A segunda etapa consiste na aclimação às condições ambientais da fazenda e seleção dos indivíduos mais resistentes e com tamanho homogêneo para a fase de engorda.
Engorda	Nessa etapa os viveiros recebem maior quantidade de ração com o intuito de que os animais cultivados alcancem tamanho e peso ideais para despesca.
Despesca	Por fim, essa etapa consiste na retirada dos camarões da água dos tanques, podendo ser manual por meio de redes, ou mecânica por meio de máquinas, onde são coletados e transportados em caminhões isotérmicos para a indústria de processamento.

Fonte: Adaptado de Câmara *et al.* (2011) e Ribeiro *et al.* (2014).

Baseada na cadeia produtiva, descrita acima, a produção de camarão pode ser classificada em mono, bi ou trifásica. De acordo com Ribeiro *et al.* (2014), nos cultivos monofásicos, todas as etapas ocorrem no mesmo tanque e, na maioria das vezes, as

pós-larvas são capturadas no ambiente. O cultivo bifásico é composto pela fase de berçário e de engorda, e as pós-larvas são compradas em empresas especializadas, grande parte dos empreendimentos brasileiros adota este sistema. O sistema trifásico é composto pelas etapas de larvicultura, berçário e engorda, sendo encontrado em grandes empreendimentos de carcinicultura, a fase de larvicultura é considerada a mais cara e somente é necessária no início do ciclo de cultivo.

Em seu estudo Lima (2014) aborda acerca da caracterização do manejo e produção do camarão em São Cristóvão, no Estado de Sergipe, onde o tamanho dos viveiros observados varia entre 0,5 a 3,5 ha de lâmina de água, em grande parte eles não utilizam bombeamento e são abastecidos pela maré, de forma que a captação e drenagem de água dos viveiros são realizadas de acordo com a variação de maré do Rio Vaza-Barris e afluentes.

3.2. Aspectos legais da carcinicultura no Brasil

No Brasil, o antigo Código Florestal, instituído pela Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, considerava área de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural, a exemplo de vegetações situadas nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues.

A Lei nº 12.727 de 17 de outubro de 2012, que altera a Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012, dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, estabelece no art. 11 que a Zona Costeira é patrimônio nacional, nos termos do § 4º do art. 225 da Constituição Federal, devendo sua ocupação e exploração dar-se de modo ecologicamente sustentável, e os apicuns e salgados podem ser utilizados em atividades de carcinicultura.

Conforme Lacerda *et al.* (2021), as mudanças recentes na legislação brasileira enfraqueceram a proteção aos manguezais e aos ecossistemas de apicuns e salgados. A Resolução CONAMA nº 312 de 2002 é considerada um dos principais instrumentos para o licenciamento ambiental e implementação dos empreendimentos de carcinicultura na Zona Costeira. Para Costa (2017) este dispositivo legal considera que a atividade de carcinicultura pode causar impactos nos ecossistemas costeiros e reconhece a importância dos manguezais, considera ainda que as áreas já degradadas por atividade de carcinicultura são passíveis de recuperação. A técnica

mais comumente aplicada para recuperação de áreas degradadas em regiões de manguezais e zona costeira, é com relação a recuperação da vegetação, por meio do plantio de espécies nativas da região. Em estudo realizado por Stupp *et al* (2019) em Santos-SP, foram plantadas 546 mudas de espécies nativas, em uma área de 3 mil km², e foi possível perceber que as atividades de revegetação foram fundamentais para recuperação da área degradada.

No Brasil, conforme Ribeiro *et al.* (2014), foi proposto pela ABCC, juntamente com seus associados e colaboradores, um Código de Conduta denominado Boas Práticas de Conduta da Carcinicultura, que aborda aspectos presentes no Boas Práticas de Manejo (BPM), onde são mencionadas as questões que buscam evitar ou minimizar os impactos ambientais e sociais da área de influência das fazendas de cultivo.

Os crimes ambientais, segundo Silva (2020), relacionados à prática irregular da carcinicultura era uma realidade em várias partes do Brasil, evidenciando a necessidade da criação da Política Estadual da Carcinicultura no Estado de Sergipe sob forma da Lei Estadual nº 8.327, e no Estado de Alagoas, sob forma da Lei Estadual nº 8.167.

A Lei nº 8.327 de 04 de dezembro de 2017 que dispõe a respeito da Política Estadual da Carcinicultura do Estado de Sergipe, traz a classificação dos empreendimentos de carcinicultura segundo o porte, podendo variar de micro porte (superfície de lâmina d'água inferior a 5 ha) a grande porte (superfície de lâmina d'água superior a 50 ha). A respeito do desenvolvimento sustentável, a Política Estadual estabelece em seu Art. 4º (SERGIPE, 2017):

Art. 4º Nos imóveis rurais com até 15 (quinze) módulos fiscais, nos termos do § 6º do art. 4º da Lei (Federal) nº 12.651, de 25 de maio de 2012 (Código Florestal), e nas áreas de que tratam os incisos I e II do "caput" do artigo 4º da mesma lei, é admitida a prática da carcinicultura e a instalação da infraestrutura física diretamente a ela associada, desde que:

- I - Sejam adotadas práticas sustentáveis de manejo de solo e água e de recursos hídricos, garantindo sua qualidade e quantidade, de acordo com os parâmetros fixados pelo Conselho Nacional e pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente;
- II - Seja realizado o licenciamento pelo órgão ambiental competente;
- IV - O imóvel esteja inscrito no Cadastro Ambiental Rural - CAR;
- V - A implantação da atividade não implique em novas supressões de vegetação nativa.

Conforme a Resolução CEMA nº 50 (2013), o art. 6º diz que os empreendimentos de carcinicultura destinarão, no mínimo 20% da área total da propriedade para reserva legal, e deverá ser mantida uma faixa de proteção, das áreas de preservação permanente nos empreendimentos a serem implantados.

Antes de iniciar a atividade de carcinicultura, o SEBRAE (2018) informa que deve providenciar a outorga de direito de uso de recursos hídricos junto à Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) e o licenciamento ambiental junto à Administração Estadual e Meio Ambiente (ADEMA), de modo a atender os requisitos descritos na Resolução CEMA nº 50 de 2013.

A Portaria nº 24 de 2018 dispõe sobre o licenciamento da carcinicultura no âmbito da ADEMA no Estado de Sergipe, onde para o licenciamento da atividade o empreendedor deve atender as seguintes exigências (SERGIPE, 2018):

Art. 1º - Para o licenciamento da atividade de carcinicultura do Estado de Sergipe o empreendedor deverá atender às exigências das seguintes diretrizes:

- I – Plano de Controle Ambiental e Parâmetros Mínimos para Empreendimentos de Carcinicultura;
- II – Plano de Monitoramento Ambiental (Parâmetros Mínimos);
- III – Roteiro de Caracterização de Empreendimento – RCE;
- IV – Análise Prévia – Licenciamento Simplificado (LS);
- V – Análise Prévia – Licença de Regularização de Operação (LRO).

Oliveira *et al.* (2017) apontam que houve um aumento no número de registros os de licenças emitidas pela ADEMA, no período de 2015 a março de 2016, passando de 134 para 139, contudo, grande parte do cultivo de camarão é realizado de forma irregular e sem licenciamento. Porém, devido à falta de atualização, perante órgão ambiental, não há dados atualizados a respeito do número de licenças emitidas.

Enquanto no Estado de Alagoas, a Lei nº 8.167 de 27 de setembro de 2019 disciplina acerca da instalação de empreendimentos de carcinicultura de forma sustentável em todo o estado. A classificação dos empreendimentos pode variar entre micro porte (área inferior a 5 ha) e excepcional porte (área superior a 200 ha). Devendo manter práticas sustentáveis de manejo da água e do solo, garantindo a sua qualidade e quantidade, conforme Art. 12 da referida lei, de forma que não implique em novas supressões de vegetação nativa.

3.3. Impactos ambientais gerados pela carcinicultura

Processos produtivos que têm como objetivo a produção de bens de consumo, apresentam como consequência a geração de subprodutos que, na maioria das vezes, são poluentes ambientais, e devido aos subprodutos que são gerados, a carcinicultura tem se tornado um problema para o meio ambiente. Desta forma, é essencial o conhecimento acerca de todo o sistema ambiental, que inclui a água, sedimentos e a biota, para elucidar potenciais fontes de elementos potencialmente tóxicos para o ambiente (CAMARA *et al.*, 2011; DIETRICH e AYERS, 2021).

O desenvolvimento da atividade de carcinicultura, segundo Noguera-Muñoz *et al.* (2021) na região costeira ao redor do mundo causa desmatamento de extensas áreas de mangues, e no território brasileiro, de acordo com Oliveira Junior *et al.* (2021), a atividade é caracterizada principalmente por ter grande ocorrência em áreas próximas à vegetação de mangue, com a finalidade de obtenção de água salina.

Os impactos ambientais da carcinicultura são decorrentes de práticas inadequadas de planejamento e manejo, assim como de uma aplicação deficiente das legislações e regulamentações existentes. A magnitude dos impactos gerados, segundo Ribeiro *et al.* (2014), depende de diversos fatores, como: localização das fazendas; local da construção dos tanques; manejo dos viveiros; uso de tecnologias durante as operações nos viveiros; tipo de cultivo; hidrodinâmica dos corpos receptores; escala de produção e capacidade de assimilação do sistema.

Desta forma, cada uma das etapas da cadeia produtiva do camarão gera impactos diferentes no meio ambiente. Alguns dos impactos ambientais associados à larvicultura, conforme Figueiredo *et al.* (2003), são o desmatamento de áreas de mangue, mudanças da paisagem de praias e contaminação dos corpos hídricos, pela geração de efluentes ricos em carga orgânica, que também estão associados às fazendas de engorda, embora com menores magnitudes de impactos.

A carcinicultura depende do fornecimento externo de nutrientes, a exemplo das rações utilizadas na fase da engorda, que segundo Badraeni *et al.* (2020), a ração que não foi totalmente consumida pelos camarões se torna resíduo orgânico, este resíduo tem um impacto na qualidade da água, e como consequência, acumularão no fundo dos viveiros.

Conforme Barcellos *et al.* (2019) os efluentes ricos em fósforo podem induzir o enriquecimento de nutrientes nos manguezais durante a estação mais seca. Iber e Kasan (2021) relatam que os fertilizantes introduzidos nos viveiros contêm níveis

maiores de nitrogênio e fósforo do que a água de cultivo real, sendo os principais elementos que promovem a eutrofização nas águas residuais, resultando na destruição do ecossistema. No estudo de Silva *et al.* (2001) foi relatado que o cromo também pode resultar do uso de fertilizantes inorgânicos como fonte de fósforo em fazendas de camarão. Thornber *et al.* (2020) afirmam que os camarões são afetados por uma variedade de patógenos bacterianos, virais, fúngicos e parasitários, por tais motivos uma ampla variedade de antibióticos e antimicrobianos são usados na carcinicultura. Com isso, León-Cañedo *et al.* (2017) mostraram em seu estudo que o cobre e o zinco são classificados como pertencentes ao grupo de fungicidas, e o manganês conforme Katya *et al.* (2016) é um elemento vital para o crescimento dos camarões, atuando em vários sistemas enzimáticos, mas conforme Iber e Kasan (2021) essas substâncias químicas, presentes nos medicamentos, têm sido consideradas também como contribuintes para a poluição causada pela atividade.

A toxicidade depende da concentração do metal disponível para bioacumulação e é determinada pelas características físico-químicas do sedimento que afetam sua biodisponibilidade (URE *et al.*, 1993, *apud* CANUTO *et al.*, 2013). Alguns metais, a exemplo do cromo, se acumulam principalmente nos rins, brânquias e fígados dos animais e afetam o sistema nervoso, e o cobre que pode limitar o processo de osmorregulação (ZAYNAB *et al.*, 2022; KOLAROVA e NAPIÓRKOWSKI, 2021). Assim, as emissões contínuas de partículas de metais potencialmente tóxicos podem ser absorvidas pelos crustáceos, causando bioacumulação e biomagnificação em cadeia trófica, podendo representar vários riscos ambientais, inclusive na saúde pública (SOUZA *et al.* 2018).

No Estado de Sergipe, mais precisamente em Brejo Grande, Diniz *et al.* (2019) destacam em seu estudo que o avanço descontrolado e desmedido na carcinicultura, no estuário do São Francisco, vem afetando o território tradicional pesqueiro de dezenas de comunidades ribeirinhas no município, pois o desmatamento do mangue significa redução das áreas de coleta de mariscos, afetando de forma direta as práticas produtivas dos sujeitos, que se veem obrigados a percorrerem maiores distâncias em busca de manguezal preservado, o que dificulta a reprodução socioeconômica. Assim como, Oliveira *et al.* (2017) relatam que um dos grandes problemas relacionados à carcinicultura no estuário do Vaza-Barris, localizado no

Estado de Sergipe, também são os impactos provocados pela mesma quando desempenhada de forma irregular.

Os problemas sociais relacionados a atividade podem ser minimizados com a geração de empregos nas fazendas de carcinicultura, pois conforme Ribeiro *et al.* (2014), a atividade tem impacto positivo de ordem social e econômica na região na qual tem influência.

Com isso, para garantir a sustentabilidade da atividade de carcinicultura, medidas mitigadoras devem ser tomadas, pois os impactos causados ao meio ambiente, mediante esta atividade, podem ser irreparáveis. A gestão de pesca de camarões deve privilegiar a pesca sustentável do ponto de vista ecológico, devendo ter como objetivos principais (NETO, 2011):

- (a) a recuperação e a manutenção de níveis ecologicamente sustentáveis da biomassa dos estoques;
- (b) a minimização dos impactos das operações de pesca no ecossistema, com destaque para a redução da fauna acompanhante e incidental; e
- (c) a garantia da utilização ótima do recurso e a distribuição equitativa dos benefícios econômicos gerados.

Algumas medidas mitigadoras utilizadas no Brasil que estão sendo adotadas, segundo Pinheiro (2003), são o uso de bandeja para a alimentação, que evita o acúmulo de ração no fundo dos tanques e o tratamento dos efluentes da água a ser despejada, ações que são bastante difundidas, ordenando melhor a dinâmica da carcinicultura. Pois, conforme Matias *et al.* (2020) devido ao problema do uso da água e da poluição dos ambientes aquáticos costeiros, muita atenção tem sido dada às iniciativas para otimizar o uso desse recurso e tornar as atividades dependentes da água cada vez mais sustentáveis.

Como medidas mitigadoras que preveem a redução destes impactos, Oliveira Junior *et al.* (2021) apontam em seu estudo que é necessário implementar ações para o planejamento do uso correto e gestão do ambiente costeiro em uma forma integrada, com a participação do governo e órgãos de fiscalização, empresários e comunidade local, que vivem nesses ambientes.

3.4. Índices de avaliação de sedimentos

Podendo ser considerados um dos compartimentos mais complexos, os sedimentos que são formados por partículas minerais e orgânicas de granulometria diversa que se encontram em contato com a porção inferior dos corpos d'água, são

importantes indicadores de qualidade ambiental (COUTINHO, 2018; POWER e CHAPMAN, 1992 apud PERINA e ABESSA, 2020).

Os sedimentos possuem aspectos próprios, a depender da composição geológica, agente de transporte, dentre outros aspectos que podem refletir a qualidade do compartimento, como também o histórico do desenvolvimento de parâmetros hidrológicos e químicos (FERREIRA, 2001). Os elementos químicos oriundos de ações naturais estão associados aos silicatos e apresentam baixo grau de mobilidade, presentes no solo como produto do intemperismo das rochas naturais. No entanto os metais, quando são liberados na coluna de água, ficam ligados aos sedimentos por meio da matéria orgânica, aos óxidos e hidróxidos de ferro, alumínio e manganês, carbonatos, fosfatos, sulfatos e aos silicatos, como parte das cargas poluidoras geradas pelas atividades humanas (SILVA, 2019; PUTRA *et al.*, 2018).

Na sedimentação, conforme Ferreira (2001), as espécies químicas encontradas na coluna de água são adsorvidas nos sedimentos de superfície, que no futuro irão constituir o sedimento de fundo, por esta razão é que os sedimentos servem de testemunho para poluentes. A avaliação das concentrações de metais traço, segundo Niencheski *et al.* (2014), constitui-se em uma preocupação atual enfatizada, principalmente, pelo motivo de que sua persistência no ambiente perturba processos biológicos e causam efeitos adversos sobre os ecossistemas aquáticos em função de sua acumulação e alta toxicidade.

Desta forma, Melo *et al.* (2012) abordam no estudo que dependendo de sua natureza e do ambiente em que se encontram, os sedimentos podem representar fonte ou sumidouro para os metais traço provenientes das águas. Hidayati *et al.* (2020) mostraram em seu estudo que na Indonésia a produção de camarão tem se intensificado e expandido ao longo dos anos, por isso a necessidade do monitoramento contínuo da qualidade ambiental, pelo fato do sedimento ser o principal local de acúmulo de metais e a principal fonte de contaminação na coluna d'água por processos de ressuspensão e aprisionamento, que houve a necessidade de investigar a ocorrência de metais nesse compartimento.

Segundo Queiroz *et al.* (2004) a amostragem correta dos sedimentos do fundo dos viveiros é fundamental para assegurar uma análise adequada, cujo objetivo é avaliar não só a concentração de metais nos sedimentos, como também identificar alternativas para otimizar os índices de produtividade e rentabilidade dos viveiros de

produção. Conforme Yan *et al.* (2020), ainda falta uniformidade nos métodos analíticos estudados, porém o método de coleta de sedimentos de perfil tende a alcançar as camadas não poluídas, antes do impacto antrópico.

Por isso, conforme Vivien *et al.* (2020), é fundamental avaliar a qualidade desse compartimento para identificar se ele pode contribuir para a degradação de um ecossistema. Nas últimas décadas, conforme Yan *et al.* (2020), diversos índices foram desenvolvidos para avaliar o nível de contaminação por metais traço em sedimentos, onde diferentes abordagens foram desenvolvidas. Segundo Varol (2011) os índices ou diretrizes de avaliação da qualidade dos sedimentos são úteis para rastrear a contaminação do sedimento, avaliando o grau em que o estado do sedimento pode afetar os organismos aquáticos.

Os Valores Guias de Qualidade de Sedimentos (VGQS) são valores numéricos que servem como base para avaliar a qualidade do sedimento quanto à presença de substâncias químicas potencialmente tóxicas à biota (CHAPMAN *et al.*, 1996, *apud* SILVA, 2010), devendo ser considerados como ferramentas flexíveis para avaliar o risco potencial com base em dados químicos dos sedimentos (BELZUNCE *et al.*, 2004). No Brasil não existe uma legislação ou VGQS que possam ser usados para análise de metais em sedimentos, por este motivo muitos estudos utilizam valores guias internacionais.

Dois VGQS amplamente utilizados, segundo Yan *et al.* (2020), são o Nível de Efeito Limiar (TEL) – do inglês *Threshold Effect Level*, e o Nível de Efeito Provável (PEL) – do inglês *Probable Effect Level*, de acordo com Belzunce *et al.* (2004) valores de TEL e PEL são limites numericamente recomendados, para sustentar e manter a vida aquática associada aos sedimentos tanto de água doce, quanto de água marinha. Com TEL representando concentrações químicas abaixo das quais os efeitos biológicos adversos raramente são observados e PEL representando concentrações químicas acima das quais efeitos biológicos adversos ocorrem frequentemente (MACDONALD *et al.*, 1996, *apud* YAN *et al.* 2020).

Outros índices de avaliação bastante difundidos são o Intervalo de Efeitos Baixo (ERL) – do inglês *Effects Range Low*, que representa um nível de contaminante abaixo do qual os efeitos são raramente vistos, e o Intervalo de Efeitos Médio (ERM) – do inglês *Effects Range Median* que representa um nível acima do qual os efeitos são normalmente vistos. As concentrações abaixo do valor ERL representam uma faixa

de efeitos mínimos, na qual os efeitos adversos raramente podem ser observados, as concentrações observadas entre os valores de ERL e de ERM, representam os efeitos que seriam observados ocasionalmente, considerada a faixa segura, porém, as concentrações iguais e/ou acima de ERM representam a faixa de efeitos adversos (LONG *et al.*, 1995). Já a Concentração de Efeito Limiar (TEC) – do inglês *Threshold effect concentration*, e a Concentração de Efeito Provável (PEC) – do inglês *Probable effect concentration*, onde TEC é a concentração limite da qual não se espera que ocorram efeitos adversos em organismos que habitam os sedimentos, e PEC é a concentração acima da qual é provável que efeitos adversos sejam observados na biota. Os VGQS para os elementos avaliados neste estudo estão listados na Tabela 1.

Tabela 1– Valores Guias de qualidade de sedimentos marinhos

Elemento	Concentração (mg/kg)					
	TEL	ERL	TEC	PEL	ERM	PEC
Ca	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i
Cr	52,3	81,0	43,0	160,4	370,0	110,0
Cu	18,7	34,0	32,0	108,2	270,0	150,0
Fe	n.i	n.i	20000,0	n.i	n.i	40000,0
K	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i
Mg	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i
Mn	n.i	n.i	460,0	n.i	n.i	1100,0
Na	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i	n.i
Ni	15,9	20,9	23,0	42,8	51,6	49,0
Zn	124,0	150,0	120,0	410,0	460,0	271,0

n.i = não identificado

Fonte: Canadian Council of Ministers of The Environment (CCME), (2022); National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), (1999); Consensus - Based Sediment Quality Guidelines (2003).

Em estudo realizado por Garcia *et al.* (2023), foram avaliadas a qualidade dos sedimentos superficiais do talude continental de Sergipe e Sul de Alagoas, utilizando a concentração parcial dos metais Cd, Pb, Cu, Cr, Hg, Ni e Zn, os autores encontraram concentrações abaixo do TEL e ERL para Cd, Cr, Cu, Hg e Zn, enquanto as concentrações de Ni em algumas amostras foram acima a TEL e ERL, mas abaixo do limite de PEL e ERM, significando que para esses metais, no local de estudo, os efeitos adversos a biota raramente podem ser observados.

Outro índice amplamente utilizado para avaliar a presença e intensidade de contaminação por metais é o índice de geoacumulação (Igeo), segundo Yan *et al.* (2020), é calculado pela seguinte equação 1:

$$I_{geo} = \log_2\left(\frac{C_n}{1,5 \cdot B_n}\right) \quad 1$$

Onde: C_n a concentração medida do metal “n”, B_n é o valor do background ou de fundo geoquímico do elemento e 1,5 é o fator de correção para incluir diferenças nos valores de fundo devido a variações litológicas (CHAKRABORTY *et al.*, 2014; YAN *et al.*, 2020).

O grau de contaminação do Igeo é dividido em sete classes, de acordo com o resultado da equação, sendo apresentado na Tabela 2 abaixo.

Tabela 2– Classes de grau de contaminação

Classes	Índice	Grau de contaminação
0	Igeo < 0	Não poluído
1	0 < Igeo < 1	Não poluído a moderadamente poluído
2	1 < Igeo < 2	Moderadamente poluído
3	2 < Igeo < 3	Moderadamente a muito poluído
4	3 < Igeo < 4	Fortemente poluído
5	4 < Igeo < 5	Fortemente a extremamente poluído
6	Igeo > 5	Extremamente poluído

Fonte: Adaptado de Belzunce *et al.* (2004) e Chakraborty *et al.* (2014).

O fator de enriquecimento (FE) é uma ferramenta útil para determinar o grau de poluição antropogênica por metais traço, em ambientes de água doce, estuarinos e costeiros (VAROL, 2011; YAN *et al.*, 2020). BERNAL *et al.* (2019) afirmam que o fator de enriquecimento é um meio de quantificar o enriquecimento de um elemento potencialmente derivado de contaminantes em uma amostra ambiental em relação a uma composição de fundo definida pelo usuário, e é dado pela equação 2 a seguir.

$$FE = \frac{\left[\frac{C_n}{C_{ref}}\right]_{amostra}}{\left[\frac{C_n}{C_{ref}}\right]_{background}} \quad 2$$

Sendo: C_n a concentração medida do metal “n”, C_{ref} é a concentração de um elemento de referência para fins de normalização, na amostra e sedimento de fundo local, *background*. (BERNAL *et al.*, 2019; YAN *et al.*, 2020). O grau de enriquecimento

do FE é dividido em sete classes, de acordo com o resultado da equação, sendo apresentado na Tabela 3 abaixo.

Tabela 3– Classes de grau de enriquecimento.

Classes	Índice	Grau de enriquecimento
1	$FE < 1$	Indica ausência de enriquecimento
2	$1 < FE < 3$	Enriquecimento baixo
3	$3 < FE < 5$	Enriquecimento moderado
4	$5 < FE < 10$	Enriquecimento moderadamente grave
5	$10 < FE < 25$	Enriquecimento severo
6	$25 < FE < 50$	Enriquecimento muito severo
7	$FE > 50$	Enriquecimento extremamente grave

Fonte: Adaptado de Varol (2011).

Em estudo realizado por Yan *et al.* (2020) em perfis de sedimentos estuarinos da Baía de Quanzhou, sudeste da China, foram utilizados ambos os índices, Igeo e FE, para avaliar o nível de contaminação por metais (Cr, Cu, Zn, Cd, Pb, Co, Ni, Fe, Mn e Hg). Varol *et al.* (2020) também utilizaram os índices, Igeo e FE, para avaliar o grau de contaminação por metais (Hg, As, Pb, Cd, Ni, Cr, Zn, Cu, Co, Mn, Al e Fe) em dois perfis de sedimentos do Lago Hazar, da Turquia.

3.5. Análises estatísticas

Segundo Belzunce *et al.* (2004), estudos mais complexos incluem normalização de múltiplos elementos, de forma que os principais componentes, metais traço, tamanho de grão e outros parâmetros que são medidos, permitindo assim estabelecer relações entre as variáveis, na forma de uma matriz de correlação. A correlação de Pearson descreve o grau de correlação linear entre duas variáveis, cujo coeficiente varia de -1 a +1, ou seja, quanto mais próximo de |1| indica uma forte correlação, seja positiva sendo as variáveis diretamente proporcional, ou negativa sendo as variáveis inversamente proporcional, porém, quanto mais próximo de 0, indica que menor é a força dessa correlação das variáveis (PENG *et al.*, 2022; FILHO, SILVA JUNIOR, 2009).

Os dois métodos estatísticos mais comuns, conforme Yan *et al.* (2020) são a Análise de Componentes Principais, do inglês *Principal Component Analysis* (PCA) e a Análise de Agrupamento Hierárquico, do inglês *Hierarchical Cluster Analysis* (HCA).

A PCA permite que um determinado sistema multidimensional seja reduzido por meio de um número menor de variáveis novas, sendo aplicado para examinar os diferentes agrupamentos e suas características geoquímicas, o que ajudará a entender o padrão da distribuição dos metais, organizando as variáveis com significância importante, sendo possível identificar as fontes naturais e antropogênicas dos metais nos sedimentos (SILVA *et al.*, 2012; PALANQUES *et al.*, 2022; NISHITHA *et al.*, 2022).

A HCA consiste em uma técnica, bastante difundida em análises ambientais, analisando os conjuntos de dados para identificar os grupos (*clusters*) esperados e inesperados, agrupando os sedimentos de acordo com sua composição geoquímica, sendo apresentado em um dendograma que consiste em um gráfico que mostra a organização das amostras em forma de árvore, relacionando as amostras mais semelhantes que são agrupadas entre si (SILVA *et al.*, 2012; GRANATO *et al.*, 2018; PANERO *et al.*, 2018).

Vale destacar que diversos estudos utilizaram as análises HCA e PCA como instrumento estatístico na avaliação da distribuição e agrupamentos de metais em sedimentos. Em estudos realizados por Berna *et al.* (2019) nos sedimentos próximos a minas de urânio, no Arizona, Estados Unidos da América; por Nishitha *et al.* (2022) nos sedimentos do estuário de um rio tropical, sudoeste da Índia, e por Santos *et al.* (2013) em sedimentos do reservatório Macela, Nordeste do Brasil, foram aplicadas análises de PCA para avaliar o efeito da atividade antrópica no ambiente.

4 MATERIAL E MÉTODOS

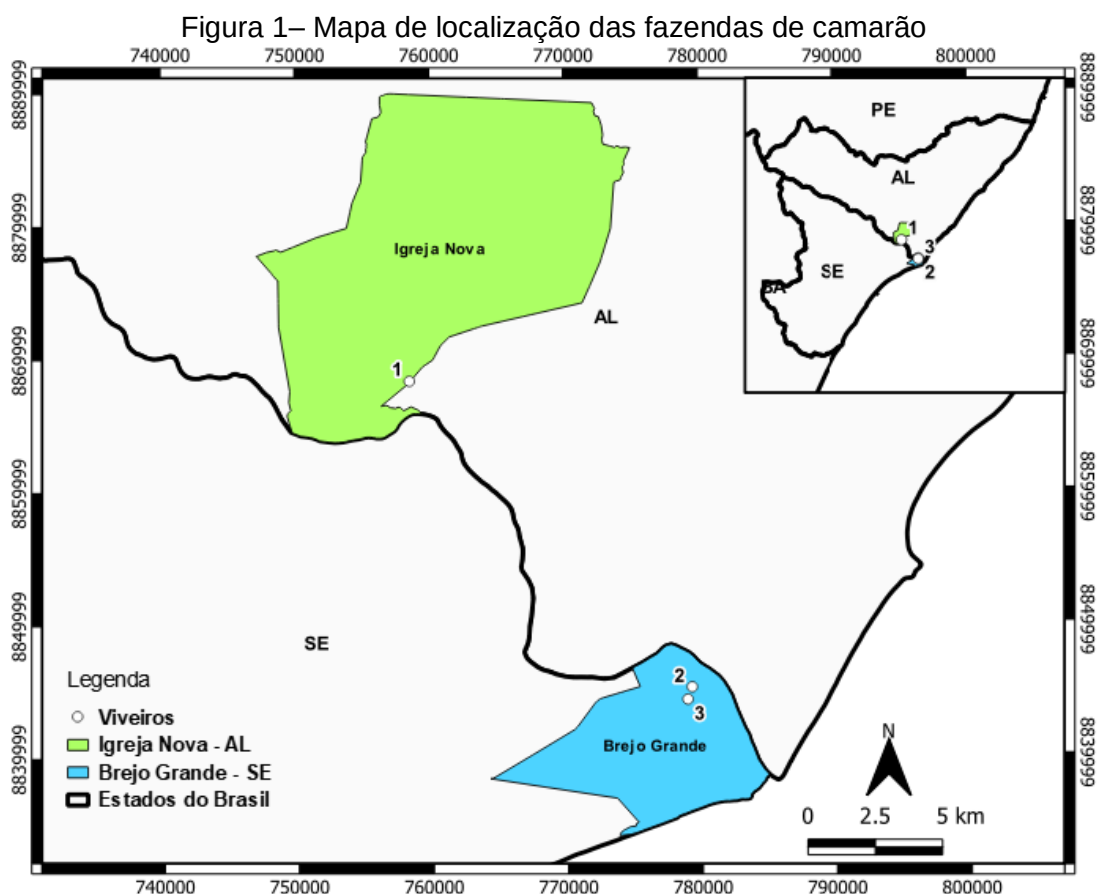
4.1. Caracterização da área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco é subdividida em quatro áreas, Alto, Médio, Sub-médio e Baixo São Francisco. O Baixo São Francisco (BSF) ocupa área de 30.377 km², englobando os Estados de Alagoas, Bahia, Pernambuco e Sergipe, equivalente a 5% da área total da Bacia. O território do Baixo São Francisco, localizado no Estado de Sergipe abrange quatorze municípios, sendo eles: Amparo de São Francisco, Brejo Grande, Canhoba, Cedro de São João, Ilha das Flores, Japoatã, Malhada dos Bois, Muribeca, Neópolis, Pacatuba, Propriá, Santana do São Francisco, São Francisco e Telha, enquanto no estado de Alagoas abrange sete municípios, sendo eles: Feliz Deserto, Igreja Nova, Olho d'água grande, Penedo, Piaçabuçu, Porto Real do Colégio e São Brás (CODEVASF, 2012; SERGIPE, 2008; ALAGOAS, 2014).

Na região do Baixo São Francisco, uma das atividades mais importantes implementadas foi o cultivo de arroz, denominado de rizicultura, a qual foi desenvolvida por pequenos produtores em áreas de perímetros irrigados ou suscetíveis a inundação, até meados dos anos 2010. No entanto, a construção de barragens ao longo do curso principal do Rio São Francisco diminuiu a variabilidade natural do fluxo de água doce, fazendo com que houvesse maior deslocamento da cunha salina no interior do estuário em virtude das baixas vazões, por este motivo a rizicultura tradicional vem sendo substituída pela carcinicultura, tornando-se cada vez mais uma atividade rentável, que emprega uma maior quantidade de trabalhadores, melhorando assim os índices socioeconômicos da região (SERGIPE, 2008; MEDEIROS *et al.*, 2014; BARBOSA *et al.*, 2018).

Por este motivo, foram monitoradas durante o período de execução do projeto, três fazendas produtoras de camarão, distribuídas de forma a representar toda a região do Baixo São Francisco, localizadas no Estado de Alagoas, sendo uma fazenda no município de Igreja Nova, e no Estado de Sergipe, com duas fazendas no município de Brejo Grande, conforme Figura 1. As propriedades foram localizadas geograficamente com a utilização de equipamento GPS (Sistema de Posicionamento

Global), DATUM SIRGAS 2000, por meio do sistema de coordenadas geográficas, conforme Tabela 4.



Fonte: Autor do trabalho

Tabela 4– Descrição de pontos de amostragens e coordenadas geográficas

Fazendas	Perfil	Município/Estado	Coordenadas Geográficas	
			Longitude	Latitude
F1	A (viveiro) B (drenagem)	Igreja Nova/AL	36°38'27.76"O	10°13'47.40"S
F2	C (viveiro) D (drenagem)	Brejo Grande/SE	36°26'55.40"O	10°26'14.23"S
F3	E (viveiro) F (drenagem)	Brejo Grande/SE	36°27'5.92"O	10°26'44.43"S

4.2. Coleta e preparo de amostras

As amostras foram coletadas nos viveiros e também nos canais de drenagem, em outubro de 2019, seguindo o comunicado técnico sobre Coleta e Preparação de Amostras de Sedimentos de Viveiros de Aquicultura de Queiroz *et al.* (2014), os

sedimentos de perfil foram coletados utilizando coletor de sedimentos tipo *Kajac*, com o auxílio de tubos de PVC a uma profundidade máxima variando de 14 a 26 cm, em seis pontos distribuídos nas três fazendas. Após a coleta os sedimentos foram acondicionados em sacos plásticos para que não houvesse contaminação externa e armazenados em freezer. As amostras foram segregadas em sub-amostras de 2 cm cada uma, identificadas a partir de 0-2 cm sucessivamente, até a profundidade final presente de sedimento em cada cano de PVC.

Após a coleta, em laboratório, cada sub-amostra foi seca em estufa com circulação forçada de ar a 80°C por 48 h (UNLU *et al.*, 2007). Em seguida foram moídas em moinho de bolas, com a finalidade de aumentar a homogeneidade da amostra, peneiradas e acondicionadas em sacos plásticos zíper identificados, antes da análise química.

4.2.1 Análise granulométrica

O procedimento de análise granulométrica foi realizado através dos procedimentos de pipetagem e peneiramento a seco (LEMONS JUNIOR *et al.*, 2014), sendo realizadas apenas na fração superficial dos perfis, que compreende a fração que está em contato com a coluna d'água, sendo a camada onde serão encontradas contaminações mais recentes (PEDRO *et al.*, 2008). A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) por meio da NBR 6502 classifica os solos quanto ao diâmetro dos grãos, como pode ser observado na Tabela 5 abaixo (ABNT, 1995):

Tabela 5– Classificação granulométrica dos sedimentos

Classificação	Diâmetro (Ø)
Pedregulho	Entre 2,00 mm e 60 mm
Areia Grossa	Entre 0,60 mm e 2,00 mm
Areia Média	Entre 0,20 mm e 0,60 mm
Areia fina	Entre 0,06mm e 0,20 mm
Silte	Entre 0,002 e 0,06 mm
Argila	Menor que 0,002 mm

Fonte: NBR 6502: ABNT, 1995.

4.2.2 Procedimento de extração parcial dos metais

Para o procedimento de extração parcial foi pesado aproximadamente 1,0 g da amostra de sedimento seco provenientes das fazendas de carcinicultura, transferidos para reatores de politetrafluoretileno (PTFE), e adicionados 4 mL de uma solução de HNO_3 6,15 mol L^{-1} e 10 mL de uma solução de HCl 2,78 mol L^{-1} . Em seguida, o sistema fechado foi aquecido por 30 minutos a 95°C. Após o resfriamento, os reatores foram abertos, avolumados para 50 mL com água deionizada e em seguida filtrados, utilizando papel filtro e funil, e os extratos foram armazenados em frascos de polietileno até análise (SANTOS *et al.*, 2013; SILVA *et al.*, 2012). Todas as vidrarias e utensílios de plástico utilizados foram lavados com HNO_3 10% v/v por 24 horas, e enxaguados com água deionizada (CANUTO *et al.*, 2013). Para a limpeza dos reatores de PTFE utilizou-se HNO_3 65% em sistema fechado e aquecidos a 127°C por 30 minutos.

Com a partição das amostras de perfil, resultou em 72 sub-amostras, de forma que cada uma foi extraída em triplicata, sendo 216 soluções a serem analisadas e 54 soluções em brancos para fins de controle de qualidade, totalizando 270 soluções.

A finalidade das extrações parciais de metais é avaliar a distribuição dos metais que estão ambientalmente disponíveis, não extraindo a quantidade total dos metais de origem geológica, segundo USEPA (1996a; 2008) *apud* Ribeiro *et al.* (2019), os elementos ligados a estrutura dos silicatos não serão dissolvidos, pois não são móveis no ambiente.

4.2.3 Determinação do teor de matéria orgânica

Para a determinação do teor de matéria orgânica, aproximadamente 1,0g das amostras de sedimento foram pesadas e calcinadas em forno mufla a uma temperatura de 300°C por 5h. Foram anotados os pesos iniciais dos cadinhos de porcelana vazios, a massa do sedimento, e posteriormente, após o período de calcinação, as amostras foram acondicionadas em dessecador. Em seguida foram pesadas as massas do cadinho juntamente com o sedimento após a calcinação (MIYAZAWA *et al.*, 2000; CARMO e SILVA, 2012).

O cálculo para o teor de matéria orgânica é definido pela equação 3 a seguir.

$$\text{MO (\%)} = \frac{P-(T-C)}{P} \cdot 100 \quad 3$$

Onde: P é o peso da amostra de sedimento, T é o peso do cadinho + sedimento após a calcinação, C é o peso do cadinho (CARMO e SILVA, 2012).

4.3. Determinação da constituição elementar das amostras de sedimento

As determinações dos metais Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni e Zn foram realizadas no Instituto de Tecnologia e Pesquisa de Sergipe (ITPS) por meio do uso de técnica de espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP OES). É uma técnica que apresenta boa sensibilidade para a determinação de metais, oferecendo a vantagem de determinar uma grande quantidade de elementos de forma simultânea, combinando altos níveis de seletividade, que deve ser demonstrada por meio da capacidade de identificar ou quantificar o analito presente, sensibilidade e especificidade. No entanto, esta técnica exige que as amostras sólidas sejam convertidas em soluções por meio de etapas de extração (VANINI *et al.*, 2005; ÁVILA *et al.*, 2017).

Sendo uma técnica bastante utilizada para determinação de metais em sedimentos, a exemplo dos estudos de Silva *et al.* (2012) que determinaram Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Fe e Al, Hidayati *et al.* (2020) que determinaram Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn e Zn, Palanques *et al.* (2022) determinaram Al, Fe e Ca, Nishitha *et al.* (2022) determinaram Cd, Cu, Cr, Fe, Mn.

4.4. Controle de qualidade

A Resolução RDC nº 166, de 24 de julho de 2017 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA, 2017) estabelece alguns parâmetros para serem considerados durante a validação de procedimentos analíticos, sendo alguns deles: precisão, limite de detecção, limite de quantificação, exatidão, dentre outros. No Art. 49 o limite de detecção (LD) é definido como a menor quantidade do analito presente em uma amostra que pode ser detectado, e limite de quantificação (LQ) é a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada sob as condições experimentais estabelecidas.

Sendo calculados pelas equações 4, 5, 6 e 7 abaixo:

$$SBR = \frac{(I_{sr} - I_b)}{I_b} \quad 4$$

$$BEC = \frac{C_{sr}}{SBR} \quad 5$$

$$LD = \frac{3 \times BEC \times DPR_b}{100} \quad 6$$

$$LQ = 3,3 \times LD \quad 7$$

Onde: SBR é a razão sinal analítico, I_{sr} é a intensidade de emissão da solução de referência, I_b é a intensidade de emissão na solução em branco, BEC é a concentração equivalente ao sinal de fundo, C_{sr} é a concentração do elemento na solução, LD é o limite de detecção, DPRb é o desvio padrão de 10 medidas de branco analítico, e LQ é o limite de quantificação (ÁVILA *et al.*, 2017).

A precisão, segundo a Resolução RDC nº 166 (2017), deve ser demonstrada pela dispersão dos resultados, calculando-se o desvio padrão relativo (DPR), conforme a equação 8:

$$DPR = \frac{DP}{CM} \cdot 100 \quad 8$$

Onde: DP é o desvio padrão e CM é a concentração média da solução.

Para garantir a eficiência analítica dos resultados analisados, a exatidão foi avaliada a partir da concordância do Material de Referência Certificado (MRC) de sedimentos marinhos (HISS-1/Canadá). A extração parcial do MRC foi realizada conforme descrita no item 4.2.2, utilizando aproximadamente 0,25g de sedimento e o volume final foi de avolumado para 15 mL.

O MRC HISS-1 não apresenta valor certificado para o procedimento de extração parcial, por este motivo, foi utilizado como valor certificado da concentração a soma das etapas da Extração Sequencial BCR, exceto a etapa residual que utiliza ácidos fortes do qual permite extrair os elementos ligados aos silicatos, não sendo este o objetivo da extração parcial.

A exatidão do MRC foi calculada conforme a equação 9 abaixo:

$$\text{Concordância (\%)} = \frac{VE}{VC} \cdot 100 \quad 9$$

Onde: VE é o valor encontrado e VC é a valor certificado do material de referência.

4.5. Reconhecimento de padrões

Foram realizadas análises estatísticas por meio de programas computacionais para avaliação e distribuição dos parâmetros, serão aplicadas análises quimiométricas PCA e HCA para classificar as amostras em grupos semelhantes ou identificar possíveis diferenças de acordo com o comportamento dos metais. A distância euclidiana utilizada foi o método de Agrupamento Ward. Foi utilizado o programa

computacional *Statistica* versão 7.0, os dados foram padronizados (autoescalados) pelo software.

Para cálculos de índice de geoacumulação, fator de enriquecimento e determinação do teor de matéria orgânica, bem como média, desvio padrão e limites de detecção e quantificação, foi utilizado o programa computacional da plataforma BR office (planilhas).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Validação metodológica

Para assegurar a qualidade das análises foram determinados o limite de detecção e o limite de quantificação, que foram calculados conforme as equações 4, 5, 6 e 7, e a eficiência, através do valor de concordância calculado conforme a equação 9, que estão apresentados na Tabela 6. Segundo INMETRO (2016) para a análise em nível traço, é recomendado adotar o LQ como a concentração mais baixa da curva analítica.

O valor de concordância que garante uma boa eficiência do método de extração precisa estar entre o intervalo de 80 a 120%, conforme estabelecido pela Resolução-RE nº 899 de 29 de maio de 2003 da ANVISA (2003). Os resultados variaram entre 97,59% (Ca) a 117,92% (Mg) para MRC HISS-1. Não foram calculados os valores de concordância para os elementos K e Mn por não possuírem valores certificados. Em estudo realizado por Kumkrong *et al.* (2021) utilizando o MRC HISS-1, obtiveram uma concordância que variou entre 86% (Cr) a 102% (Zn), sendo considerada uma concordância aceitável.

O limite estabelecido pela Resolução-RE nº 899 (ANVISA, 2003) para DPR é de até 15%. Com isso, todos os DPR encontrados estão dentro da faixa ideal [Mg: 3,21 (%) – Cr: 14,48 (%)], conforme a referida resolução.

Tabela 6– Valores de BEC, LD e LQ para amostras de sedimentos e análise do Material de Referências HISS-1 por ICP OES

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
BEC (mg/L)	0,2006	0,0005	0,0026	0,0036	0,0593	0,0258	0,0025	0,2388	0,0019	0,00172
LD (mg/kg)	0,0349	0,0017	0,0003	0,0003	0,0066	0,0064	0,0006	0,0228	0,0008	0,0006
LQ (mg/kg)	0,1153	0,0058	0,0010	0,0010	0,0218	0,0214	0,0020	0,0753	0,0028	0,0021
Valor certificado HISS-1 (mg/kg)	10436,30	2,54	1,46	358,00	147,30	406,50	7,13	2028,00	1,06	2,21
Valor encontrado	10184,73 ±	2,71 ±	1,47 ±	373,05 ±		479,35 ±		2169,86 ±	1,20 ±	2,39 ±
HISS-1 (mg/kg)	382,42	0,39	0,16	18,31	n.d.	15,39	n.d.	170,52	0,052	0,27
	(3,75 %)	(14,48 %)	(10,88 %)	(4,90 %)		(3,21 %)		(7,85 %)	(4,33 %)	(11,53 %)
Concordância (%)	97,59	106,97	101,28	104,20	--	117,92	--	106,99	113,75	108,24

Para cálculo do valor encontrado do Material de Referência HISS-1, considera-se n = 3; média da concentração ± desvio padrão, entre parênteses são apresentados os valores de desvio padrão relativo (%).

n.d. = não detectado

5.2. Análise granulométrica

A classificação do diâmetro dos sedimentos das três fazendas estudadas é apresentada na Tabela 7, onde a classificação expressa a porcentagem das partículas nos sedimentos, em areia média, areia fina, silte e argila. Não foram identificados sedimentos nas classificações de pedregulho e areia grossa.

Tabela 7– Classificação granulométrica dos sedimentos

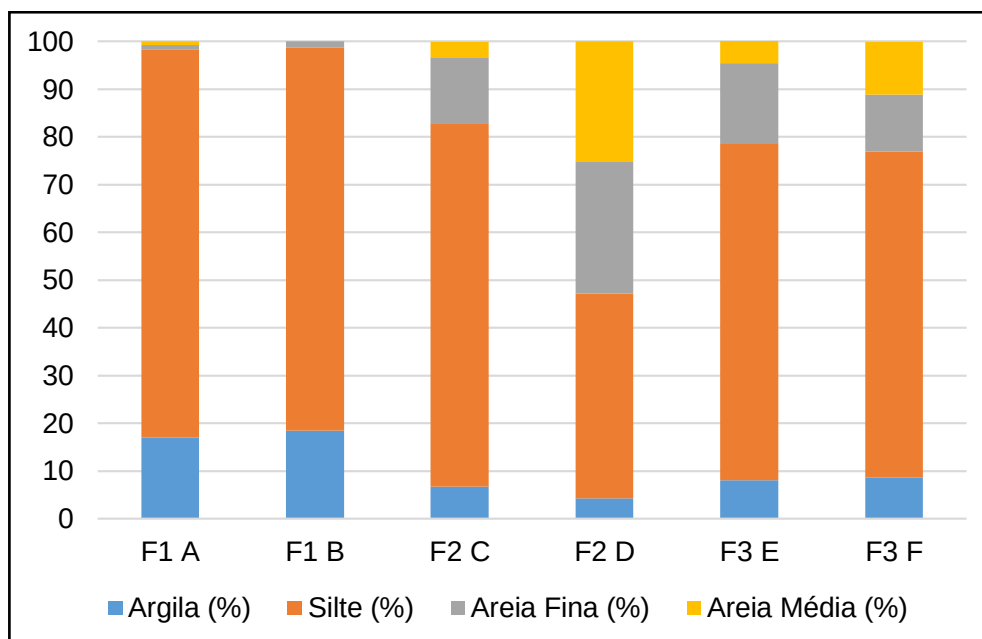
Pontos	Argila (%)	Silte (%)	Areia Fina (%)	Areia Média (%)
F1A	16,95	81,29	1,07	0,69
F1B	18,49	80,25	1,27	0,00
F2C	6,71	76,03	13,94	3,22
F2D	4,29	42,85	27,78	25,12
F3E	8,05	70,62	16,84	4,72
F3F	8,59	68,34	11,97	11,00

As partículas nos sedimentos dos pontos F1A e F1B apresentaram as maiores porcentagens de silte (81,29% e 80,25%) e argila (16,95% e 18,49%), e menores porcentagens para areia média ($\leq 0,69\%$). Mascarenhas *et al.* (2005) classifica os solos do município de Igreja Nova, onde estão localizados os pontos F1A e F1B como depósitos flúviolagunares, ou seja, depósitos argilosos ou argiloarenosos, indicando, por este motivo, que a fazenda F1A apresente as maiores porcentagens de argila e silte.

O ponto F2D apresentou a menor porcentagem de silte (42,85%), seguida do ponto F3F (68,34%). Nas fazendas F2 e F3, localizadas no município de Brejo Grande é possível observar as maiores porcentagens de areia fina (F2D: 27,78%, F3E: 16,84%) e areia média (F2D: 25,12%, F3F: 11,00%), possivelmente devido a depósitos eólicos litorâneos (BOMFIM *et al.*, 2002), por estarem localizadas em região estuarina do Rio São Francisco.

Através do gráfico abaixo (Figura 2) é possível visualizar melhor a distribuição granulométrica dos sedimentos nas fazendas em estudo.

Figura 2– Classificação granulométrica dos perfis de sedimentos estudados



Tendo em vista o fato de que os pontos de amostragem são sedimentos de viveiros de camarão e canal de drenagem, observou-se que em todas as amostras predominam a fração silte (81,29% no F1A), em relação a areia fina (27,78% no F2D) e areia média (25,12% no F2D). Os sedimentos da F1A e F1B apresentam maior concentração de silte e argila, no qual possui uma grande capacidade de retenção de metais, como pode ser observado nas tabelas 8 e 9, em que, de forma geral, apresentam as maiores concentrações.

Conforme Zhang *et al.* (2014) cada classificação granulométrica apresenta características próprias e distintas, que vai influenciar na interação com os metais. Isso ocorre devido ao fato de que as pequenas partículas apresentam grandes áreas de superfície para a adsorção de contaminantes. Logo, conforme Bostelmann (2006) os parâmetros de granulometria são importantes na avaliação das características químicas e físicas dos sedimentos, no qual influenciam nas condições ambientais.

5.3. Distribuição da concentração dos metais traço biodisponível e a relação com a matéria orgânica em sedimentos

O método de extração parcial extrai os metais que estão disponíveis na forma lábil, incluindo os de origem antropogênica. As tabelas 8 – 13 mostram a variação, ao longo da profundidade dos perfis, para os metais analisados no presente estudo (Ca,

Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni e Zn), sendo as porções divididas em 2 cm. Para Ca, Fe, K, Mg e Na as concentrações são expressas em % (m/m), enquanto que para os demais elementos as concentrações são expressas em mg/kg. Observa-se que todos os valores das concentrações estão acima dos limites de detecção e quantificação. Os resultados para o teor de MO foram analisados através da perda de matéria orgânica presente nos sedimentos e foram calculados pela equação 3. O resultado é expresso em percentual (%).

As maiores concentrações observadas para todos os perfis são de Ca [F1B (1,02 – 1,61 % (m/m)), [F2D (3,24 – 3,40 % (m/m))] e [F3E (0,70 – 1,62 % (m/m))]. Dietrich e Ayers (2021) observaram a concentração média para Ca de 1,00 % (m/m) nas porções mais superficiais (2-6 cm). No presente estudo, observa-se que as concentrações médias nos perfis F1A, F2C e F3F, 0,87 % (m/m), 0,84 % (m/m) e 0,94 % (m/m), respectivamente, foram menores do que no estudo de Dietrich e Ayers (2021). Segundo Mouriño *et al.* (2008) a aplicação de Ca em viveiros de camarão é resultante de prática para combater doenças nos camarões, a exemplo da septicemia e da doença luminescente, e melhorar a qualidade da água. Anh *et al.* (2010) destacam que o hidróxido de cálcio [$\text{Ca}(\text{OH})_2$], que tem ação sanitizante, é aplicado na superfície da água durante a fase de crescimento dos camarões para estabilizar a acidez da água, sendo necessário em torno de 200–250 kg/ha de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, e 1,0–1,5 ton/ha de CaO é aplicado diretamente no solo dos viveiros, corroborando com as elevadas concentrações encontradas desse elemento após a extração parcial.

A variação das concentrações para o elemento Cr foi de [F1A (11,63 – 16,09 mg/kg)], [F1B (13,69 – 16,88 mg/kg)], [F2C (5,48 – 13,39 mg/kg)], [F2D (9,01 – 14,55 mg/kg)], [F3E (11,18 – 17,74 mg/kg)] e [F3F (7,70 – 15,84 mg/kg)]. No Estuário do São Francisco, Santos *et al.* (2015) observaram concentrações variando de 7,64 – 46,26 mg/kg, indicando contaminação por fonte antrópica na região. Ferrans *et al.* (2021) relatam que o cromo é o metal de origem natural considerável, mas as baixas proporções do Cr nas frações lábeis podem ser indicativas de poluição. Dietrich e Ayers (2021) em seu estudo em viveiros de camarão, relataram que há presença de Cr nas rações dos camarões, pois é relatado por Sarkar *et al.* (2016) que resíduos de curtumes e aves são utilizados como ração, contribuindo assim para a alta concentração de Cr nos viveiros, uma vez que, conforme Biswas *et al.* (2021) o Cr é

considerado um metal que não é necessário para a atividade metabólica dos camarões, podendo causar toxicidade nos animais.

As concentrações de Cu observadas no presente estudo, para cada perfil foram de [F1A (5,11 – 11,72 mg/kg)], [F1B (3,24 – 4,33 mg/kg)], [F2C (5,92 – 8,65 mg/kg)], [F2D (6,34 – 9,73 mg/kg)], [F3E (3,17 – 6,09 mg/kg)] e [F3F (5,57 – 10,67 mg/kg)]. As concentrações nos perfis de sedimentos estudados estão na mesma faixa das concentrações apresentadas por Lacerda *et al.* (2009) na bacia estuarina inferior do Jaguaribe, Ceará, onde apresentou concentrações médias variando de 2,2 a 9,3 mg/kg. Segundo Ribeiro *et al.* (2016) o Cu está associado a rações e aditivos adicionados nos viveiros. Diante disso, em análise nos sedimentos dos viveiros na Baía de Todos os Santos, Bahia, os mesmos obtiveram concentrações de $13,4 \pm 0,02$ e $12,0 \pm 2,94$ mg/kg na Lagoa 1, e de $14,6 \pm 2,04$ e $22,9 \pm 1,11$ mg/kg na Lagoa 2, no período antes da colheita, que corresponde ao período de engorda dos camarões, sendo tais concentrações maiores que as encontradas no presente estudo. No estuário do Jaguaribe, Ceará, Lacerda *et al.* (2006) estimaram que cerca de $31,5 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ /ano de Cu são acumulados nos sedimentos dos viveiros, tal fato pode representar uma ameaça toxicológica de longo prazo.

Para o elemento Fe as maiores concentrações analisadas no estudo variaram de [F1A (1,12 – 1,47 %(m/m))], [F1B (1,21 – 1,41 %(m/m))], [F3E (1,05 – 1,37 %(m/m))]. Santos *et al.* (2013) analisaram dois perfis de sedimentos no Estado de Sergipe, e em ambos os perfis as concentrações médias para o Fe foram de $2,7 \pm 0,2$ %(m/m), desta forma, Santos *et al.* (2015) relatam que a presença de Fe em sedimentos na região Nordeste do Brasil está associada a mineralogia local, devido à presença de pirita (FeS_2) que em ambientes óxidos produz íons de ferro livre nos sedimentos, justificando assim a concentração elevada do referido metal nos perfis estudados.

O K é um dos elementos que apresentou maiores concentrações, seguido do Fe, Ca, Al, Na e Mg. As concentrações em todos os perfis apresentam similaridade nas variações, variando de [F1A (0,10 – 0,16 %(m/m))], [F1B (0,16 – 0,19 %(m/m))], [F2C (0,053 – 0,15 %(m/m))], [F2D (0,16 – 0,19 %(m/m))], [F3E (0,10 – 0,21 %(m/m))] e [F3F (0,07 – 0,18 %(m/m))]. Dietrich e Ayers (2021) em seu estudo observaram a variação da concentração do K, em sedimentos de viveiro de camarão, entre $2,26$ %(m/m) – $2,94$ % (m/m), enquanto Santos *et al.* (2015) encontraram concentrações

que variaram entre 0,067 %(m/m) – 0,33 %(m/m), mais próximas das concentrações do presente estudo. É relatado pela ABCC (2017) que o K é responsável, juntamente com outros elementos, no processo de osmorregulação dos camarões, especialmente em cultivos de baixa salinidade, por isso, é percebido concentrações mais altas no perfil F1B, principalmente nas porções mais superficiais (0,19 %(m/m)), sendo um perfil localizado mais distante do estuário, porém, seus efeitos são melhores quando utilizados em conjunto com outros elementos como o Ca e Mg.

A terceira maior concentração observada em todos os perfis são para o Mg, com as concentrações variando de [F1A (0,28 – 0,42 %(m/m))], [F1B (0,45 – 0,49 %(m/m))], [F2C (0,24 – 0,43 %(m/m))], [F2D (0,72 – 0,85 %(m/m))], [F3E (0,26 – 0,50 %(m/m))] e [F3F (0,29 – 0,50 %(m/m))]. As elevadas concentrações obtidas no presente estudo podem ser decorrentes ao uso do Mg para manutenção da qualidade da água dos viveiros, pois é relatado pela ABCC (2012) em seu Manual de Procedimentos de Boas Práticas e Manejo para a Carcinicultura que o Mg é bastante utilizado, juntamente com o Ca. Por este motivo, as concentrações observadas são altas, assim como o Mg é importante no processo de osmorregulação dos camarões, especialmente para os cultivos em águas com baixa salinidade, conforme ABCC (2017).

As concentrações do Mn observadas no estudo para cada perfil variaram de [F1A (327,98 - 400,26 mg/kg)], [F1B (438,80 – 555,41 mg/kg)], [F2C (164,12 – 403,20 mg/kg)], [F2D (184,93 – 220,66 mg/kg)], [F3E (333,53 – 493,98 mg/kg)] e [F3F (230,69 – 525,26 mg/kg)]. No estudo de Garcia *et al.* (2009), os autores observaram que no Rio Poxim, no Estado de Sergipe, as concentrações observadas variavam entre 10,0 – 173,0 mg/kg, indicando no estudo que provavelmente nessas concentrações o Mn está associado a um substrato geoquímico da região. No entanto, Dietrich e Ayers (2021) em seu estudo observaram a variação da concentração entre 426,6 – 766,4 mg/kg, com concentração média de 545,6 mg/kg nas porções mais superficiais. Podendo observar que os perfis F1A, F1B, F3E e F3F do presente estudo apresentam concentrações próximas as concentrações do estudo de Dietrich e Ayers (2021), onde os autores sugerem que as concentrações altas de Mn sejam referentes a alimentação dos camarões, sendo uma importante fonte desse metal.

Outro elemento em que se pode observar altas concentrações é o Na, onde em todos os perfis as concentrações são acima de 0,4 %(m/m), tendo as maiores concentrações nas porções superficiais, a exemplo do perfil F2C: $0,67 \pm 164,51$

%(m/m) e perfil F3E: $0,66 \pm 0,013$ %(m/m). Segundo Medeiros *et al.* (2014) tais concentrações elevadas podem ser resultantes da intrusão salina, pois em períodos do ano em que a vazão do Rio São Francisco está baixa, há entrada da cunha salina do estuário no corpo hídrico, levando ao enriquecimento de sódio nos perfis em questão.

Para o elemento Ni, as variações observadas nos perfis foram de [F1A (3,51 – 5,31 mg/kg)], [F1B (3,36 – 5,97 mg/kg)], [F2C (0,69 – 3,59 mg/kg)], [F2D (0,00 – 2,55 mg/kg)], [F3E (2,78 – 5,38 mg/kg)] e [F3F (1,36 – 4,57 mg/kg)]. Nos sedimentos do Rio Branco e Rio Mariana, Estuário de São Vicente, em São Paulo, as concentrações de Ni observadas por Carmo *et al.* (2011) foram de 32,45 mg/kg e 6,57 mg/kg, respectivamente. Enquanto no Estuário do Rio do Sal, em Sergipe, as concentrações observadas por Canuto *et al.* (2012) variaram entre 4,55 – 14,9 mg/kg. Conforme Dietrich e Ayers (2021) em seus estudos relataram que o níquel pode ser proveniente de rações, o que contribui para o enriquecimento no sedimento dos viveiros, que pode ser lixiviado para a coluna d'água.

Para o elemento Zn se observam variações das concentrações para cada perfil de [F1A (13,62 – 17,90 mg/kg)], [F1B (18,84 – 64,83 mg/kg)], [F2C (14,47 – 22,19 mg/kg)], [F2D (7,79 – 21,65 mg/kg)], [F3E (13,71 – 33,30 mg/kg)] e [F3F (10,91 – 20,35 mg/kg)], vale frisar que nas porções mais superficiais dos perfis são observadas maiores concentrações para o Zn. Passos *et al.* (2010) observaram que as concentrações de Zn no Estuário do Rio Poxim, Sergipe, foi o metal que apresentou maior concentração na fração mais biodisponível, de 12,38 mg/kg, comparado aos demais elementos, significando que o Zn é proveniente de material antropogênico. Ribeiro *et al.* (2016) em análise nos sedimentos dos viveiros na Baía de Todos os Santos, Bahia, obtiveram concentrações de $7,95 \pm 0,59$ e $8,51 \pm 2,24$ mg/kg na Lagoa1, e de $4,19 \pm 1,04$ e $7,56 \pm 1,12$ mg/kg na Lagoa2, no período antes da colheita, sendo o Zn um elemento encontrado em rações e aditivos introduzidos nos viveiros. Pois, segundo Katya *et al.* (2016) o Zn auxilia no crescimento, produção de energia e manutenção da saúde das membranas celulares e ossos de muitas espécies da aquicultura, incluindo os camarões, e conforme León-Cañedo *et al.* (2017) é proveniente de fungicidas, por tais motivos, foram observadas tais concentrações de Zn nos perfis estudados.

A variação da concentração dos metais entre os perfis de sedimentos pode estar associada a porcentagem do teor de matéria orgânica, bem como ao diâmetro das partículas, pois estes dois fatores, segundo Ribeiro *et al.* (2016), são controles importantes na distribuição dos metais, pois as menores partículas são comumente cobertas de MO, e devido a relação entre área de superfície e volume, a adsorção dos metais é maior. O que influencia a adsorção e a retenção de contaminantes na superfície das partículas é o tamanho da partícula, ou seja, a tendência observada é que quanto menor for o diâmetro do grão, as concentrações de nutrientes e contaminantes aumentem (PEDRO *et al.*, 2008).

No perfil F1B apresentou concentração de Zn que variou entre 64,83-45,3 mg/kg na porção mais superficial, pois conforme apresentado na Tabela 7, (mencionada no item 5.2) foi o perfil que apresentou maior concentração de argila (18,49 %), enquanto que o perfil F2D apresentou a menor concentração de argila (4,29 %). Em estudo realizado por Buyang *et al.* (2019) foi observado que as partículas mais finas apresentavam enriquecimento de metal, quando comparadas as partículas de tamanhos maiores, a exemplo do Cu e Zn que aumentou de 32,5 mg/kg e 263 mg/kg nos 50-150 μm , respectivamente, para 137 mg/kg e 698 mg/kg nos sedimentos de tamanho $<5 \mu\text{m}$, respectivamente. No entanto, as concentrações de Cu nos perfis estudados apresentaram as maiores concentrações nos perfis F2C, F2D e F3F, que apresentam as menores concentrações de argila (6,71%, 4,29% e 8,59 %).

Frankowski *et al.* (2008) ao analisar a concentração de metais nos perfis de sedimentos no rio Mała Wełna (Polônia), com relação a granulometria, observaram que as concentrações de Ni e Cr, por exemplo, aumentaram à medida que a fração granulométrica diminuiu, ou seja, na fração $>2,0 \text{ mm}$ as concentrações médias foram de 3,49 mg/kg (Ni) e 3,15 mg/kg (Cr), enquanto que para fração $<0,06 \text{ mm}$ as concentrações médias foram de 8,10 mg/kg (Ni) e 7,04 mg/kg (Cr). Corroborando com esses dados, as concentrações médias dos perfis que apresentaram as maiores concentrações de argila (fração $<0,06 \text{ mm}$) foi de 4,44 mg/kg (Ni) e 13,91 mg/kg (Cr) para o perfil F1A e de 4,24 mg/kg (Ni) e 15,49 mg/kg (Cr) para o perfil F1B, no presente estudo.

Os perfis F1A e F1B apresentaram teor de MO médio de $9,61 \pm 3,82\%$ e $17,14 \pm 5,82\%$, respectivamente. Os perfis F2C e F2D apresentaram média de $12,40 \pm 2,42\%$ e $17,03 \pm 6,17\%$, e os perfis F3E e F3F obtiveram $17,72 \pm 5,83\%$ e $9,18 \pm$

2,12% de concentração média. Os teores de MO nos sedimentos apresentaram concentrações que variam no intervalo de 4,05 – 38,92%, sendo o mais elevado no canal de drenagem em F2D de $38,92 \pm 13,93\%$ na porção 2, entre 2 e 4cm. A resolução CONAMA nº 454 de 2012 (BRASIL, 2012) estabelece um limite de 10% para matéria orgânica presente nos sedimentos de dragagem, ao comparar com as concentrações encontradas no presente estudo, percebe-se que os teores de MO estão acima do limite estabelecido por esta resolução, representando a possibilidade de causar prejuízos à fauna aquática.

Ribeiro *et al.* (2016) em sedimentos dos viveiros na Baía de Todos os Santos, Bahia, obtiveram uma variação de 0,36 – 0,25 %MO na Lagoa 1, e 0,34 – 0,29 %MO na Lagoa 2. Enquanto, em estudo realizado por Santos *et al.* (2015), na região estuarina-lagunar, no baixo curso do Rio São Francisco, divisa dos estados Sergipe e Alagoas, observaram que a variação nos teores de matéria orgânica foram entre 11,76 – 35,35%, onde o teor de MO também foi alto possivelmente devido às condições da vegetação e a biomassa do solo, e também pelo acúmulo dos dejetos nos viveiros, ou seja, de forma geral, os perfis apresentaram tendência na variação de %MO, onde diminui com o aumento da profundidade

É possível perceber que os perfis F2 e F3, correspondem as fazendas do município de Brejo Grande/SE, onde apresentaram as maiores concentrações de MO, tais valores são devido à localização das fazendas serem em região estuarinas, próximas a manguezais, que são ambientes naturalmente ricos em matéria orgânica (BOMFIM, 2002). A MO, especialmente partículas finas, tem influência significativa na solubilidade de metais traço e biodisponibilidade no sedimento (ZHANG *et al.*, 2014). O fato dos valores do teor de MO serem altos nas camadas próximas à superfície podem ser devido ao conteúdo de matéria orgânica fresca depositada nos viveiros, onde ainda não foi completamente degradada.

Os viveiros analisados no presente estudo revelam uma concentração alta nas camadas superficiais dos sedimentos, no qual é observado um conteúdo de matéria orgânica abundante e apropriados para a atividade de aquicultura (BOYD *et al.*, 2002). Nos canais de drenagem (F1B, F2D, F3F) é observado um aumento no teor de MO, isso ocorre devido ao descarte de efluentes dos viveiros, no qual é possível atribuir esse aumento aos insumos não decompostos dos viveiros, ração e fertilizantes, e fezes dos camarões, que na troca de água acabam se acumulando no canal de

drenagem, e posteriormente os efluentes dos viveiros são introduzidos aos corpos d'água sem tratamento prévio (FIGUEIREDO *et al.*, 2005), do mesmo modo Hong *et al.* (2020) relataram que as concentrações dos elementos no canal de drenagem também foram maiores, corroborando com os resultados encontrados em nosso estudo.

Tabela 8– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F1A, no viveiro da fazenda de Igreja Nova/AL

PORÇÃO	Ca (%)m/m	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (%)m/m	K (%)m/m	Mg (%)m/m	Mn (mg/kg)	Na (%)m/m	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	MO (%)
1	0,76	11,63	5,11	1,12	0,10	0,28	327,98	0,48	3,51	13,62	14,48 ± 6,71
	± 0,011	± 0,59	± 0,46	± 0,024	± 0,0042	± 0,0071	± 6,43	± 0,010	± 0,44	± 0,67	
	1,55 (%)	5,12(%)	9,09 (%)	2,16 (%)	3,98 (%)	2,47 (%)	1,96 (%)	2,08 (%)	12,57(%)	4,98 (%)	
2	0,90	14,55	6,62	1,33	0,12	0,33	380,24	0,52	5,00	16,20	9,62 ± 0,32
	± 0,049	± 0,57	± 0,08	± 0,043	± 0,0067	± 0,014	± 13,43	± 0,019	± 0,33	± 1,04	
	5,51 (%)	3,97(%)	1,29 (%)	3,23 (%)	5,20 (%)	4,30 (%)	3,53 (%)	3,84 (%)	6,65 (%)	6,47 (%)	
3	0,78	15,12	7,16	1,36	0,12	0,33	339,64	0,52	5,06	16,77	5,72 ± 0,89
	± 0,0051	± 1,03	± 0,30	± 0,068	± 0,0045	± 0,0052	± 1,85	± 0,0024	± 0,40	± 0,36	
	0,66 (%)	6,81(%)	4,29 (%)	5,03 (%)	3,59 (%)	1,59 (%)	0,54 (%)	0,47 (%)	7,91 (%)	2,198(%)	
4	0,83	13,29	6,33	1,25	0,11	0,31	351,08	0,48	4,54	14,85	8,56 ± 0,56
	± 0,027	± 0,21	± 0,17	± 0,014	± 0,0036	± 0,0096	± 9,98	± 0,012	± 0,28	± 0,36	
	3,29 (%)	1,61(%)	2,73 (%)	1,13 (%)	3,12 (%)	3,05 (%)	2,84 (%)	2,56 (%)	6,24 (%)	2,48(%)	
5	0,83	12,08	5,96	1,14	0,10	0,29	341,63	0,49	3,92	14,61	12,34 ± 6,32
	± 0,010	± 0,14	± 0,06	± 0,013	± 0,0003	± 0,0040	± 6,84	± 0,0074	± 0,11	± 0,42	
	1,25 (%)	1,18(%)	1,16 (%)	1,16 (%)	0,32 (%)	1,35 (%)	2,00 (%)	1,51 (%)	2,90 (%)	2,91(%)	
6	0,80	12,37	5,81	1,21	0,11	0,30	356,15	0,49	4,05	14,59	12,34 ± 6,30
	± 0,0089	± 0,36	± 0,13	± 0,022	± 0,0022	± 0,0033	± 3,22	± 0,0057	± 0,25	± 0,42	
	1,11 (%)	2,95(%)	2,28 (%)	1,85 (%)	2,05 (%)	1,11 (%)	0,90 (%)	1,16 (%)	6,34 (%)	2,92(%)	
7	0,77	12,74	5,85	1,21	0,11	0,31	352,12	0,53	4,08	14,43	6,55 ± 0,66
	± 0,0044	± 0,45	± 0,11	± 0,032	± 0,0028	± 0,0031	± 2,59	± 0,0089	± 0,17	± 0,03	
	0,57 (%)	3,58(%)	2,00 (%)	2,70 (%)	2,40 (%)	0,98 (%)	0,73 (%)	1,65 (%)	4,35 (%)	0,25(%)	
8	0,84	12,94	6,52	1,24	0,12	0,33	385,69	0,55	4,25	15,64	7,33 ± 2,12
	± 0,016	± 0,31	± 0,23	± 0,021	± 0,0016	± 0,0048	± 2,74	± 0,0071	± 0,07	± 0,59	
	1,93 (%)	2,44(%)	3,59 (%)	1,76 (%)	1,32 (%)	1,45 (%)	0,71 (%)	1,28 (%)	1,80 (%)	3,78(%)	
9	0,90	16,46	11,72	1,47	0,14	0,38	397,66	0,56	5,31	16,82	16,13 ± 8,08
	± 0,0014	± 0,28	± 1,52	± 0,016	± 0,0031	± 0,0011	± 9,44	± 0,0032	± 0,24	± 0,18	
	0,15 (%)	1,75(%)	12,98(%)	1,11 (%)	2,07 (%)	0,28 (%)	2,37 (%)	0,57 (%)	4,62 (%)	1,07(%)	
10	1,04	14,47	9,66	1,36	0,14	0,40	394,87	0,59	4,07	17,32	8,6 ± 0,80
	± 0,0056	± 0,69	± 0,69	± 0,045	± 0,0055	± 0,0044	± 2,96	± 0,0061	± 0,40	± 1,45	
	0,53 (%)	4,78(%)	7,14 (%)	3,33 (%)	3,83 (%)	1,10 (%)	0,74 (%)	1,03 (%)	9,88 (%)	8,39(%)	
11	1,04	16,09	10,92	1,45	0,16	0,42	400,26	0,56	4,89	17,90	5,98 ± 2,15
	± 0,027	± 1,16	± 0,48	± 0,072	± 0,0094	± 0,010	± 8,04	± 0,0038	± 0,42	± 1,17	
	2,62 (%)	7,25(%)	4,44 (%)	4,99 (%)	5,85 (%)	2,44 (%)	2,00 (%)	0,67 (%)	8,72 (%)	6,58(%)	
12	0,96	15,19	9,90	1,38	0,13	0,37	389,81	0,49	4,60	16,46	7,26 ± 1,41
	± 0,021	± 0,44	± 0,65	± 0,037	± 0,0050	± 0,0096	± 8,60	± 0,011	± 0,19	± 1,06	
	2,23 (%)	2,92(%)	6,65 (%)	2,69 (%)	3,65 (%)	2,58 (%)	2,20 (%)	2,37 (%)	4,15 (%)	6,45(%)	

Média concentração ± Desvio padrão

Desvio padrão relativo (%)

Tabela 9– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F1B, no canal de drenagem da fazenda de Igreja Nova/AL

PORÇÃO	Ca (%)m/m	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (%)m/m	K (%)m/m	Mg (%)m/m	Mn (mg/kg)	Na (%)m/m	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	MO (%)
1	1,40	15,37	3,75	1,32	0,19	0,45	438,80	0,50	4,21	64,83	13,25 ± 0,36
	± 0,10	± 0,55	± 0,02	± 0,032	± 0,0093	± 0,0090	± 6,48	± 0,0098	± 0,47	± 10,98	
	7,30 (%)	3,62(%)	0,70 (%)	2,47 (%)	4,847 (%)	2,01 (%)	1,47 (%)	1,94 (%)	11,16(%)	14,94(%)	
2	1,02	15,78	3,81	1,33	0,18	0,45	500,73	0,49	4,29	45,44	13,66 ± 5,07
	± 0,014	± 0,26	± 0,04	± 0,022	± 0,0035	± 0,0087	± 8,65	± 0,0087	± 0,03	± 1,04	
	1,22 (%)	1,67(%)	1,28 (%)	1,66 (%)	1,88 (%)	1,939(%)	1,72 (%)	1,758(%)	0,78(%)	2,30 (%)	
3	1,15	16,27	3,98	1,32	0,19	0,46	555,41	0,51	4,45	45,73	30,54 ± 4,38
	± 0,032	± 0,56	± 0,11	± 0,042	± 0,0073	± 0,0054	± 6,54	± 0,0025	± 0,40	± 6,53	
	0,28 (%)	3,45(%)	2,92 (%)	3,17 (%)	3,76 (%)	1,16 (%)	1,17 (%)	0,49 (%)	9,11 (%)	14,29(%)	
4	1,37	13,69	3,24	1,21	0,16	0,45	442,05	0,60	3,36	25,90	15,59 ± 0,51
	± 0,089	± 0,34	± 0,21	± 0,010	± 0,0054	± 0,0016	± 0,90	± 0,030	± 0,17	± 3,24	
	6,53 (%)	2,52(%)	6,73 (%)	0,83 (%)	3,24 (%)	0,35 (%)	0,20 (%)	5,11 (%)	5,14 (%)	12,53(%)	
5	1,54	14,52	3,41	1,24	0,17	0,46	453,20	0,47	3,71	18,84	13,63 ± 0,76
	± 0,023	± 0,25	± 0,05	± 0,022	± 0,0023	± 0,0050	± 3,71	± 0,0019	± 0,09	± 0,56	
	1,49 (%)	1,73(%)	1,49 (%)	1,78 (%)	1,33 (%)	1,08 (%)	0,81 (%)	0,41 (%)	2,56 (%)	3,00 (%)	
6	1,58	15,21	3,54	1,30	0,16	0,47	447,62	0,47	3,65	24,91	10,26 ± 3,14
	± 0,032	± 1,71	± 0,44	± 0,013	± 0,015	± 0,018	± 19,37	± 0,014	± 0,30	± 0,43	
	2,06 (%)	11,25(%)	12,51(%)	10,00 (%)	9,29 (%)	3,92 (%)	4,32 (%)	3,07 (%)	8,32 (%)	1,73 (%)	
7	1,59	16,21	3,94	1,35	0,18	0,49	468,93	0,47	4,32	19,48	13,20 ± 9,20
	± 0,048	± 1,09	± 0,30	± 0,075	± 0,011	± 0,015	± 11,70	± 0,0098	± 0,36	± 1,05	
	3,05 (%)	6,73(%)	7,78 (%)	5,57 (%)	6,11 (%)	3,07 (%)	2,49 (%)	2,06 (%)	8,54 (%)	5,39 (%)	
8	1,55	14,37	3,5	1,25	0,16	0,48	469,60	0,47	3,53	30,73	19,76 ± 3,58
	± 0,024	± 0,53	± 0,17	± 0,042	± 0,0054	± 0,011	± 14,45	± 0,013	± 0,09	± 1,98	
	1,56 (%)	3,73(%)	5,02 (%)	3,39 (%)	3,21 (%)	2,45 (%)	3,07 (%)	2,94 (%)	2,58 (%)	6,46 (%)	
9	1,61	16,61	4,33	1,39	0,18	0,49	471,48	0,41	5,97	26,91	24,57 ±16,24
	± 0,059	± 0,43	± 0,30	± 0,021	± 0,0042	± 0,0089	± 8,09	± 0,0075	± 0,34	± 2,35	
	3,68 (%)	2,62(%)	6,98 (%)	1,55 (%)	2,31 (%)	1,79 (%)	1,71 (%)	1,82 (%)	5,69 (%)	8,73 (%)	
10	1,56	16,88	4,29	1,41	0,18	0,49	484,00	0,37	4,90	36,77	16,99 ± 3,58
	± 0,038	± 0,58	± 0,24	± 0,057	± 0,0053	± 0,0057	± 5,78	± 0,0064	± 0,20	± 2,17	
	2,45 (%)	3,49(%)	5,59 (%)	4,09 (%)	2,92 (%)	1,16 (%)	1,19 (%)	1,71 (%)	4,12 (%)	5,92 (%)	

Média concentração ± Desvio padrão
Desvio padrão relativo (%)

Tabela 10– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F2C, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE

PORÇÃO	Ca (%)m/m	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (%)m/m	K (%)m/m	Mg (%)m/m	Mn (mg/kg)	Na (%)m/m	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	MO (%)
1	0,97	12,14	8,56	1,16	0,13	0,41	375,63	0,67	2,81	21,09	4,05 ± 0,16
	± 0,026	± 0,12	± 0,59	± 0,018	± 0,0038	± 94,19	± 14,63	± 164,51	± 0,06	± 0,72	
	2,73 (%)	1,05(%)	6,98 (%)	1,55 (%)	2,77 (%)	2,26 (%)	3,89 (%)	2,44 (%)	2,47 (%)	3,45 (%)	
2	0,94	13,39	8,63	1,30	0,15	0,43	403,20	0,68	3,59	18,18	9,28 ± 2,69
	± 0,034	± 1,38	± 0,90	± 0,10	± 0,014	± 0,014	± 20,06	± 0,036	± 0,42	± 1,97	
	3,67 (%)	10,33 (%)	10,53(%)	7,88 (%)	9,32 (%)	3,41 (%)	4,97 (%)	5,31 (%)	11,96(%)	10,87(%)	
3	0,79	10,70	8,27	1,08	0,11	0,36	342,48	0,57	2,38	15,12	12,6 ± 3,36
	± 0,011	± 0,17	± 0,98	± 0,013	± 0,0014	± 0,0032	± 4,84	± 0,014	± 0,22	± 0,06	
	1,42 (%)	1,67(%)	11,90(%)	1,24 (%)	1,18 (%)	0,89 (%)	1,41 (%)	2,46 (%)	9,46 (%)	0,42 (%)	
4	1,04	12,84	8,65	1,22	0,14	0,43	398,34	0,65	3,05	19,67	20,77 ± 6,30
	± 0,021	± 0,55	± 1,06	± 0,045	± 0,0068	± 0,0038	± 10,91	± 0,014	± 0,24	± 0,67	
	2,09 (%)	4,30(%)	12,33(%)	3,70 (%)	4,63 (%)	0,88 (%)	2,74 (%)	2,15 (%)	8,01 (%)	3,42 (%)	
5	0,95	12,06	8,30	1,19	0,13	0,41	384,98	0,65	3,16	15,53	14,23 ± 2,95
	± 0,028	± 0,20	± 0,83	± 0,018	± 0,0015	± 0,0038	± 3,24	± 0,0078	± 0,10	± 0,13	
	2,99 (%)	1,72(%)	10,05(%)	1,58 (%)	1,11 (%)	0,93 (%)	0,84 (%)	1,19 (%)	3,24 (%)	0,86 (%)	
6	0,72	10,49	7,16	1,09	0,11	0,36	306,95	0,56	2,39	14,47	12,08 ± 0,43
	± 0,0096	± 0,88	± 0,81	± 0,075	± 0,0064	± 0,0093	± 12,64	± 0,011	± 0,30	± 0,93	
	1,33 (%)	8,46(%)	11,32(%)	6,85 (%)	5,56 (%)	2,54 (%)	4,12 (%)	2,01 (%)	12,63(%)	6,45 (%)	
7	0,47	5,48	5,92	0,72	0,053	0,24	164,12	0,36	0,69	22,19	13,80 ± 1,43
	± 0,0084	± 0,26	± 0,40	± 0,037	± 0,0019	± 0,0038	± 7,19	± 0,011	± 0,01	± 1,08	
	1,78 (%)	4,74(%)	6,91 (%)	5,11 (%)	3,64 (%)	1,56 (%)	4,38 (%)	3,03 (%)	2,60 (%)	4,89 (%)	

Média concentração ± Desvio padrão

Desvio padrão relativo (%)

Tabela 11– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F2D, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE

PORÇÃO	Ca (%)m/m	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (%)m/m	K (%)m/m	Mg (%)m/m	Mn (mg/kg)	Na (%)m/m	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	MO (%)
1	3,44	12,74	6,53	0,95	0,16	0,78	198,89	0,79	1,54	21,65	20,25 ± 11,35
	± 0,014	± 0,40	± 0,88	± 0,025	± 0,0052	± 0,015	± 6,46	± 0,015	± 0,11	± 0,19	
	0,40 (%)	3,14(%)	13,54(%)	2,62 (%)	3,18 (%)	1,96 (%)	3,24 (%)	1,96 (%)	7,46 (%)	0,91 (%)	
2	3,49	13,00	6,50	0,95	0,16	0,77	187,81	0,75	1,51	12,54	38,92 ± 3,93
	± 0,066	± 0,41	± 0,63	± 0,027	± 0,0035	± 0,013	± 4,23	± 0,015	± 0,22	± 0,45	
	1,89 (%)	3,21(%)	9,81 (%)	2,85 (%)	2,07 (%)	1,78 (%)	2,25 (%)	2,08 (%)	14,92(%)	3,63 (%)	
3	3,44	12,37	6,45	0,92	0,16	0,76	184,93	0,73	1,49	10,68	14,16 ± 1,41
	± 0,096	± 0,49	± 0,70	± 0,054	± 0,0079	± 0,02	± 9,48	± 0,0023	± 0,17	± 0,34	
	2,80 (%)	4,00(%)	10,86(%)	5,94 (%)	4,96 (%)	3,66 (%)	5,12 (%)	3,15 (%)	11,86(%)	3,19 (%)	
4	3,49	13,10	7,13	0,97	0,16	0,77	194,26	0,73	1,69	11,50	9,21 ± 2,11
	± 0,025	± 0,36	± 0,57	± 0,034	± 0,0046	± 0,012	± 3,43	± 0,0092	± 0,22	± 0,28	
	0,73 (%)	2,82(%)	8,10 (%)	3,56 (%)	2,73 (%)	1,61 (%)	1,76 (%)	1,24 (%)	13,28(%)	2,51 (%)	
5	3,42	13,40	7,11	0,98	0,17	0,76	196,33	0,77	1,86	13,35	17,15 ± 7,20
	± 0,030	± 0,13	± 0,59	± 0,019	± 0,0027	± 0,011	± 4,41	± 0,013	± 0,09	± 1,93	
	0,90 (%)	0,99(%)	8,43 (%)	2,02 (%)	1,56 (%)	1,46 (%)	2,24 (%)	1,76 (%)	5,18 (%)	14,50(%)	
6	3,32	14,45	7,89	1,00	0,19	0,75	208,42	0,77	2,10	12,62	17,88 ± 5,28
	± 0,11	± 0,78	± 0,76	± 0,059	± 0,0090	± 0,014	± 8,01	± 0,013	± 0,22	± 0,49	
	3,47 (%)	5,43(%)	9,66 (%)	5,94 (%)	4,75 (%)	1,97 (%)	3,84 (%)	1,69 (%)	10,57(%)	3,88 (%)	
7	3,21	14,02	7,56	1,00	0,18	0,73	210,33	0,77	2,19	11,61	19,13 ± 5,98
	± 0,06	± 0,03	± 0,20	± 0,0052	± 0,0014	± 0,0017	± 2,83	± 0,018	± 0,11	± 0,25	
	2,05 (%)	0,27(%)	2,7298	0,52 (%)	0,79 (%)	0,24 (%)	1,34 (%)	2,36 (%)	5,12 (%)	2,17 (%)	
8	3,34	14,55	9,73	1,03	0,19	0,74	220,66	0,80	2,55	11,78	20,65 ± 8,57
	± 0,045	± 0,70	± 0,56	± 0,024	± 0,0094	± 0,023	± 10,72	± 0,024	± 0,29	± 0,45	
	1,34 (%)	4,80(%)	5,7658	2,37 (%)	4,83 (%)	3,10 (%)	4,85 (%)	3,09 (%)	11,71(%)	3,82 (%)	
9	3,24	14,02	7,08	1,00	0,17	0,72	202,73	0,75	2,40	11,70	6,56 ± 0,41
	± 0,099	± 0,18	± 0,32	± 0,026	± 0,0054	± 0,024	± 8,02	± 0,019	± 0,06	± 0,41	
	3,07 (%)	1,32(%)	4,6552	2,61 (%)	3,04 (%)	3,35 (%)	3,95 (%)	2,59 (%)	2,54 (%)	3,53 (%)	
10	3,52	13,63	7,68	0,97	0,17	0,79	220,35	0,78	1,85	11,63	9,23 ± 1,00
	± 0,046	± 0,75	± 0,89	± 0,039	± 0,010	± 0,015	± 10,31	± 0,014	± 0,16	± 0,34	
	1,31 (%)	5,50(%)	11,6103	4,01 (%)	5,88 (%)	1,93 (%)	4,68 (%)	1,81 (%)	9,04 (%)	2,97 (%)	
11	3,53	11,79	6,34	0,89	0,16	0,80	211,76	0,78	1,09	10,46	7,80 ± 4,08
	± 0,047	± 0,62	± 0,44	± 0,041	± 0,0082	± 0,021	± 9,07	± 0,016	± 0,12	± 0,58	
	1,34 (%)	5,32(%)	7,0720	4,69 (%)	5,10 (%)	2,69 (%)	4,28 (%)	2,06 (%)	11,63(%)	5,54 (%)	
12	3,60	9,01	6,71	0,73	0,13	0,85	188,01	0,77	00,00	7,79	23,37 ± 12,72
	± 0,034	± 0,18	± 0,5606	± 0,011	± 0,0018	± 0,0083	± 3,63	± 0,0081	± 00,0	± 0,14	
	0,95 (%)	2,03(%)	8,3461	1,56 (%)	1,40 (%)	0,98 (%)	1,93 (%)	1,05 (%)	0,00 (%)	1,84 (%)	

Média concentração ± Desvio padrão

Desvio padrão relativo (%)

Tabela 12– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F3E, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE

PORÇÃO	Ca (%)m/m	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (%)m/m	K (%)m/m	Mg (%)m/m	Mn (mg/kg)	Na (%)m/m	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	MO (%)
1	1,17	17,74	4,47	1,31	0,21	0,48	399,52	0,66	5,38	20,27	25,38 ± 16,70
	± 0,02	± 0,75	± 0,15	± 0,046	± 0,0092	± 0,014	± 3,56	± 0,013	± 0,36	± 1,30	
	2,37 (%)	4,25 (%)	3,49 (%)	3,52 (%)	4,36 (%)	2,97 (%)	0,89 (%)	2,01 (%)	6,71 (%)	6,42 (%)	
2	1,09	16,75	3,97	1,31	0,19	0,45	493,98	0,63	4,87	21,43	20,94 ± 8,28
	± 0,027	± 0,53	± 0,17	± 0,024	± 0,0050	± 0,0079	± 4,51	± 0,0004	± 0,28	± 1,34	
	0,24 (%)	3,18 (%)	4,51 (%)	1,85 (%)	2,57 (%)	1,75 (%)	0,91 (%)	0,07 (%)	5,89 (%)	6,27 (%)	
3	1,19	14,31	3,54	1,19	0,16	0,45	468,82	0,67	3,39	16,68	12,40 ± 6,68
	± 0,028	± 0,45	± 0,12	± 0,028	± 0,0035	± 0,0095	± 10,26	± 0,014	± 0,30	± 0,76	
	2,40 (%)	3,20 (%)	3,63 (%)	2,36 (%)	2,08 (%)	2,10 (%)	2,19 (%)	2,18 (%)	8,87 (%)	4,60 (%)	
4	1,49	13,31	3,40	1,15	0,16	0,45	400,62	0,65	2,82	13,71	9,57 ± 2,50
	± 74,48	± 0,10	± 0,11	± 0,092	± 0,0017	± 0,0038	± 3,17	± 0,0063	± 0,11	± 0,27	
	0,49 (%)	0,82 (%)	3,46 (%)	0,79 (%)	1,09 (%)	0,84 (%)	0,79 (%)	0,96 (%)	3,97 (%)	1,97 (%)	
5	1,46	14,43	3,79	1,25	0,16	0,44	418,79	0,64	2,78	15,03	17,28 ± 4,27
	± 0,10	± 1,34	± 0,41	± 0,082	± 0,016	± 0,059	± 51,36	± 0,063	± 0,34	± 0,63	
	7,42 (%)	9,28 (%)	11,02(%)	6,54 (%)	9,73 (%)	13,32 (%)	12,26(%)	9,95 (%)	12,30(%)	4,20 (%)	
6	1,62	14,13	3,40	1,27	0,17	0,50	467,49	0,70	3,23	14,98	29,98 ± 8,86
	± 0,064	± 0,58	± 0,15	± 0,040	± 0,0062	± 0,0075	± 6,85	± 0,0079	± 0,27	± 0,81	
	3,96 (%)	4,12 (%)	4,50 (%)	3,16 (%)	3,51 (%)	1,50 (%)	1,46 (%)	1,13 (%)	8,65 (%)	5,42 (%)	
7	1,60	15,32	7,58	1,37	0,18	0,49	469,35	0,67	3,78	16,97	18,61 ± 4,15
	± 0,029	± 0,24	± 0,99	± 0,019	± 0,0014	± 0,0026	± 3,84	± 0,0060	± 0,08	± 0,76	
	1,86 (%)	1,56 (%)	13,16(%)	1,39 (%)	0,79 (%)	0,54 (%)	0,81 (%)	0,89 (%)	2,21 (%)	4,48 (%)	
8	1,55	12,09	3,17	1,13	0,15	0,46	447,87	0,65	2,54	13,72	15,89 ± 0,68
	± 0,029	± 0,24	± 0,10	± 0,017	± 0,0024	± 0,0055	± 5,06	± 0,012	± 0,12	± 0,42	
	1,91 (%)	2,06 (%)	3,25 (%)	1,55 (%)	1,52 (%)	1,18 (%)	1,13 (%)	1,87 (%)	5,00 (%)	3,09 (%)	
9	0,70	11,18	6,09	1,05	0,10	0,26	333,53	0,41	3,04	33,30	9,50 ± 0,15
	± 0,016	± 1,24	± 0,30	± 0,085	± 0,0058	± 0,012	± 15,02	± 0,0095	± 0,45	± 1,68	
	2,30 (%)	11,08(%)	4,92 (%)	8,06 (%)	5,79 (%)	4,78 (%)	4,50 (%)	2,31 (%)	15,00(%)	5,06 (%)	

Média concentração ± Desvio padrão

Desvio padrão relativo (%)

Tabela 13– Concentração dos metais biodisponíveis e matéria orgânica no perfil F3F, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE

PORÇÃO	Ca (%)m/m	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (%)m/m	K (%)m/m	Mg (%)m/m	Mn (mg/kg)	Na (%)m/m	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	MO (%)
1	1,19	15,56	7,80	1,44	0,18	0,49	496,64	0,74	4,57	18,69	11,23 ± 0,19
	± 0,026	± 0,86	± 0,23	± 0,062	± 0,0095	± 0,014	± 11,68	± 0,016	± 0,37	± 0,91	
	2,24 (%)	5,56(%)	3,02 (%)	4,39 (%)	5,05 (%)	2,87 (%)	2,35 (%)	2,18 (%)	8,20 (%)	4,88(%)	
2	1,08	14,08	7,83	1,30	0,16	0,46	427,84	0,69	3,68	20,35	8,83 ± 2,27
	± 0,0048	± 0,16	± 1,09	± 0,0060	± 0,0021	± 0,0016	± 2,09	± 0,012	± 0,02	± 1,53	
	0,44 (%)	1,17(%)	13,97(%)	0,46 (%)	1,31 (%)	0,35 (%)	0,48 (%)	1,87 (%)	0,62 (%)	7,53(%)	
3	1,15	15,84	10,67	1,44	0,18	0,50	525,26	0,75	4,51	19,82	12,66 ± 1,30
	± 0,029	± 0,30	± 1,31	± 0,019	± 0,0031	± 0,0058	± 6,00	± 0,0079	± 0,11	± 0,09	
	2,56 (%)	1,93(%)	12,28(%)	1,33 (%)	1,66 (%)	1,16 (%)	1,14 (%)	1,04 (%)	2,48 (%)	0,47(%)	
4	0,92	12,39	7,66	1,20	0,13	0,40	366,46	0,57	3,39	15,61	10,79 ± 2,84
	± 0,016	± 0,51	± 0,74	± 0,037	± 0,0045	± 0,0079	± 7,99	± 0,0085	± 0,17	± 0,19	
	1,80 (%)	4,14(%)	9,68 (%)	3,11 (%)	3,32 (%)	1,99 (%)	2,18 (%)	1,47 (%)	5,14 (%)	1,25(%)	
5	0,61	8,27	6,16	1,02	0,076	0,29	230,69	0,41	1,79	12,27	4,73 ± 0,40
	± 0,019	± 0,56	± 0,63	± 0,062	± 0,0040	± 0,013	± 9,35	± 0,019	± 0,10	± 0,50	
	3,10 (%)	6,78(%)	10,29(%)	6,10 (%)	5,22 (%)	4,46 (%)	4,05 (%)	4,71 (%)	5,70 (%)	4,13(%)	
6	0,69	7,70	5,57	0,92	0,077	0,30	243,25	0,45	1,43	11,53	5,83 ± 0,38
	± 0,014	± 0,09	± 0,02	± 0,017	± 0,0017	± 0,0056	± 3,27	± 0,0095	± 0,06	0,32	
	2,13 (%)	1,24(%)	0,39 (%)	1,89 (%)	2,26 (%)	1,83 (%)	1,34(%)	2,10 (%)	4,22 (%)	2,85(%)	
7	0,75	8,35	5,84	0,93	0,081	0,32	245,22	0,47	1,36	10,91	7,60 ± 2,32
	± 0,0083	± 0,58	± 0,35	± 0,075	± 0,0045	± 0,012	± 7,64	± 0,0067	± 0,04	± 0,50	
	1,10 (%)	7,04(%)	6,05 (%)	8,07 (%)	5,63 (%)	3,90 (%)	3,11 (%)	1,41 (%)	3,10 (%)	4,61(%)	
8	1,03	10,85	7,70	1,07	0,11	0,41	306,14	0,62	2,26	12,88	6,23 ± 1,62
	± 0,011	± 0,24	± 0,81	± 0,025	± 0,0023	± 0,0087	± 4,51	± 0,0072	± 0,24	± 0,31	
	1,09 (%)	2,24(%)	10,58(%)	2,39 (%)	2,12 (%)	2,11 (%)	1,47 (%)	1,16 (%)	10,79(%)	2,41(%)	
9	1,04	11,61	7,40	1,11	0,12	0,43	354,72	0,64	2,57	14,49	14,75 ± 7,75
	± 0,035	± 0,22	± 0,37	± 0,097	± 0,0025	± 0,0065	± 10,84	± 0,018	± 0,20	± 0,46	
	3,43 (%)	1,94(%)	5,06 (%)	0,87 (%)	2,01 (%)	1,51 (%)	3,05 (%)	2,87 (%)	7,88 (%)	3,21(%)	

Média concentração ± Desvio padrão

Desvio padrão relativo (%)

5.4. Análises Estatísticas

Os resultados da concentração de metais biodisponíveis e da matéria orgânica foram analisados estatisticamente visando esclarecer informações acerca da similaridade das fontes dos metais, assim como, o comportamento ambiental dos mesmos. Podendo considerar que os maiores coeficientes de correlação entre duas variáveis podem estar relacionados a mesma fonte de origem (JESUS *et al.*, 2004; HOSSAIN *et al.*, 2022).

Na Tabela 14, a seguir, é apresentada a matriz de correlação entre os metais (Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Zn) e a matéria orgânica (MO), onde estão destacadas em negrito as correlações positivas significativas, maior que 0,70, considerando os seis perfis de sedimentos analisados no presente estudo.

Tabela 14– Correlação de Pearson entre os metais analisados e a matéria orgânica

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn	MO
Ca	1,00	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Cr	0,09	1,00	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Cu	0,05	-0,04	1,00	---	---	---	---	---	---	---	---
Fe	-0,51	0,77	0,04	1,00	---	---	---	---	---	---	---
K	0,49	0,82	-0,15	0,37	1,00	---	---	---	---	---	---
Mg	0,97	0,18	0,09	-0,41	0,60	1,00	---	---	---	---	---
Mn	-0,56	0,62	-0,29	0,87	0,36	-0,44	1,00	---	---	---	---
Na	0,70	0,13	0,33	-0,28	0,48	0,77	-0,32	1,00	---	---	---
Ni	-0,52	0,76	-0,03	0,93	0,31	-0,45	0,78	-0,39	1,00	---	---
Zn	-0,25	0,37	-0,36	0,41	0,31	-0,19	0,53	-0,41	0,42	1,00	---
MO	0,34	0,27	-0,27	-0,02	0,47	0,38	0,10	0,23	-0,01	0,17	1,00

Desta forma, a tabela 14 revela que houve correlação significativa entre os elementos Ca-Mg, Ca-Na, Cr-Fe, Cr-K, Cr-Ni, Fe-Mn, Fe-Ni, Mg-Na, Mn-Ni ($0,70 \leq r \leq 0,97$), estando positivamente correlacionados entre si. Não houve correlação significativa entre os metais com a MO ($r \leq 0,47$), podendo indicar que, neste estudo, a MO não afeta a distribuição dos metais nos sedimentos. As demais correlações entre os metais analisados podem ser consideradas fracas ou inexistentes ($r < 0,6$).

Foram realizadas as análises de agrupamento hierárquico (HCA) e de componente principal (PCA) a fim de encontrar semelhança entre os perfis de

sedimento e facilitar a identificação das possíveis fontes de aporte dos elementos estudados, os dados foram padronizados (autoescalados) pelo software, *Statistica*, utilizado.

A representação gráfica de HCA, denominado de dendograma, é apresentada na Figura 3, para classificar à similaridade entre os metais e as amostras de sedimentos em perfis, enfatizando os seus agrupamentos. A matriz de sedimentos foi hierarquicamente agrupada utilizando o método de Ward e distâncias Euclidianas.

Como pode ser observado na figura 3, os perfis analisados têm como principal característica a semelhança, observando a formação de três grupos em 40%. O Grupo I é formado pelo perfil F2D, o Grupo II é formado pelos perfis F1B e F3E, no qual apresenta dois subgrupos, o subgrupo I formado pelo perfil F1B e subgrupo II formado pelo perfil F1B e F3E, e o Grupo III que é formado pelos perfis F1A, F2C e F3F, no qual é formado por quatro subgrupos. Na mesma figura também é apresentado o dendograma com as variáveis (metais), observando a formação de quatro grupos, sendo eles: grupo I: Zn, Mn, Ni e Fe; grupo II: MO, K e Cr; Grupo III: Cu; e Grupo IV: Ca, Mg e Na.

Na figura 4 é observado o gráfico da PCA, que consiste em um gráfico de dispersão, de PC1 x PC2 para todos os perfis de sedimentos estudados, bem como o gráfico que representa a dispersão espacial dos pesos de cada uma das variáveis analisadas nas duas primeiras PCs. Na tabela 15 são listados os pesos das duas componentes principais PC1 e PC2, sendo apenas as duas primeiras suficientes para explicar 71,23% da variância acumulada do conjunto de dados. A PC1 apresentou 41,02% de variância, com pesos que variaram de -0,906 (Ni) a 0,650 (Mg). A PC2 apresentou 30,21% de variância, com pesos que variaram de -0,066 (Cu) a 0,961 (K).

Tabela 15– Pesos das variáveis extraídas das componentes principais

Variáveis	PC1	PC2
Ca	0,719	0,635
Cr	-0,579	0,755
Cu	0,226	-0,066
Fe	-0,901	0,251
K	-0,163	0,961
Mg	0,650	0,730
Mn	-0,899	0,207
Na	0,592	0,600
Ni	-0,906	0,193
Zn	-0,599	0,196
MO	0,048	0,585
Variância (%)	41,02	30,21
Variância acumulada (%)	71,23	

Figura 3– Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico para todos os perfis estudados

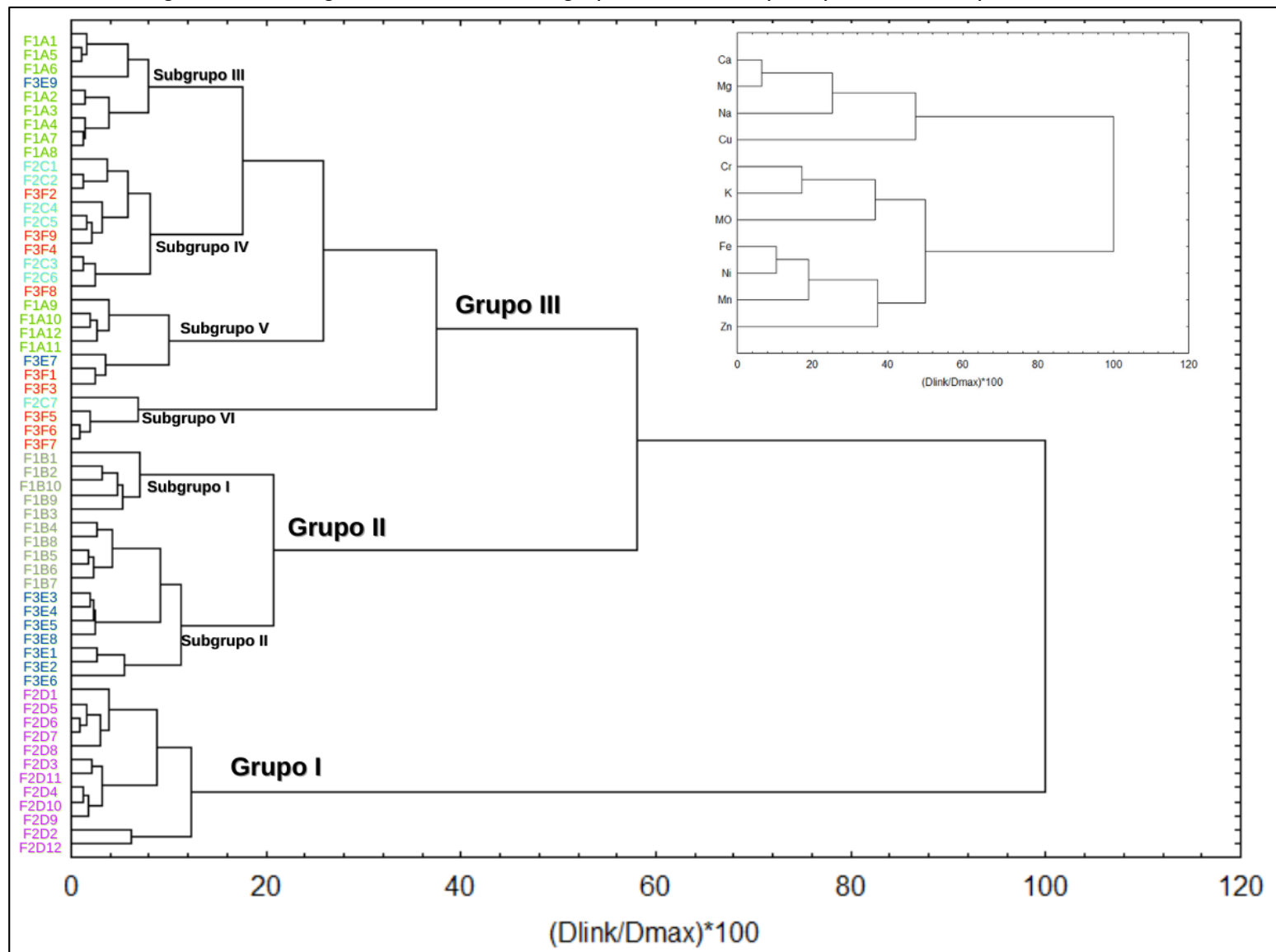
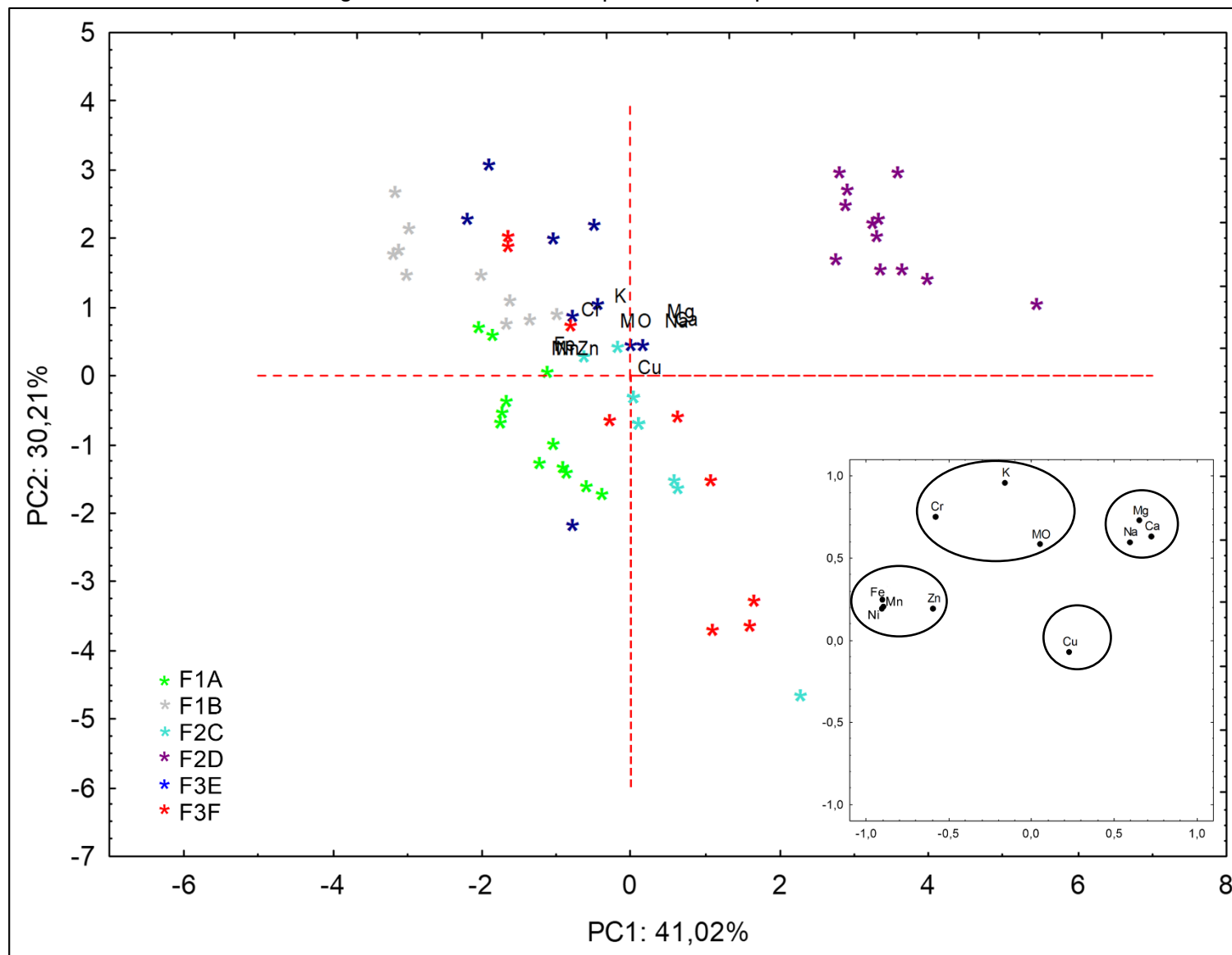


Figura 4– Gráfico de PCA para todos os perfis estudados



No dendograma (Figura 3), o Grupo I é formado pelo perfil F2D, que corresponde ao canal de drenagem, o qual apresenta os maiores teores de Ca, Mg e Na, conforme visto na Tabela 11. A correlação (Tabela 14) entre esses elementos, Ca-Mg ($r = 0,97$), Ca-Na ($r = 0,70$) e Mg-Na ($r = 0,77$), é considerada alta, por ser um perfil localizado na região estuarina do município de Brejo Grande-SE, e sofre influência da água do mar (HITCHON *et al.*, 1971). Conforme visto no gráfico de PCA (Figura 4), as amostras do perfil F2D estão distribuídas na região com escores positivos tanto da PC1 quanto da PC2, sendo influenciados pelos elementos Ca, Mg e Na, corroborando com o resultado da matriz de correlação e das maiores concentrações identificadas pela extração parcial.

O grupo II é formado pelos perfis F1B e F3E, que se caracteriza pelos maiores teores para K e Cr, onde os mesmos apresentam forte correlação ($r = 0,82$) (Tabela 14). Essa tendência de agrupamento entre esses dois perfis também pode ser vista no gráfico de dispersão (Figura 4). Esse grupo é dividido em dois subgrupos, e o que os diferencia é a concentração da Zn e MO, sendo que o subgrupo I, se caracteriza pelas maiores concentrações de Zn no perfil F1B, enquanto que no subgrupo II as amostras do perfil F3E apresentam as maiores concentrações de MO em comparação com as amostras do perfil F1B.

O grupo III é formado pelos perfis F2C e F3F, que se caracterizam pela similaridade nas concentrações de Fe, Ni, Mn e Cu, sendo dividido em quatro subgrupos. O subgrupo III é caracterizado pelas baixas concentrações dos metais no perfil F1A nas porções 1 a 8 e a porção F3E9, sugerindo que a similaridade nas concentrações, que podem ser vistas nas tabelas 9 e 12, é devido a atividade de carcinicultura ser mais recente no município do perfil F1A, localizado em Igreja Nova-AL, quando comparado ao perfil F3E, localizado no município de Brejo Grande-SE, ou seja, no perfil F1A não há evidências de interferência proveniente da atividade, uma vez que as concentrações das porções mais superficiais se assemelham a concentração de fundo do perfil F3E, caracterizando-se um comportamento natural. O subgrupo IV é caracterizado pela similaridade na concentração dos elementos Fe e Ni, nos perfis F2C e F3F, onde os mesmos apresentam forte correlação ($r = 0,93$) (Tabela 15). O subgrupo V é caracterizado por amostras das porções de fundo do perfil F1A e das porções superficiais do perfil F3F. Segundo o gráfico de dispersão (Figura 4) as amostras estão distribuídas na região com escores negativos da PC2,

sendo influenciadas pelo Mn, que apresenta altas concentrações. Por fim, o subgrupo VI é caracterizado por amostras do perfil F3F e F2C, sendo influenciados pela concentração do Cu, conforme visto no gráfico de dispersão da Figura 6.

5.5. Análise da qualidade dos sedimentos

5.5.1 Valores Guias

Os gráficos (Figuras 5 e 6) mostram a variação da concentração dos metais estudados em função da profundidade, de forma que os elementos que possuem VGQS (Tabela 1) serão analisados a fim de comparar os VGQS com a concentração obtida em relação a extração parcial.

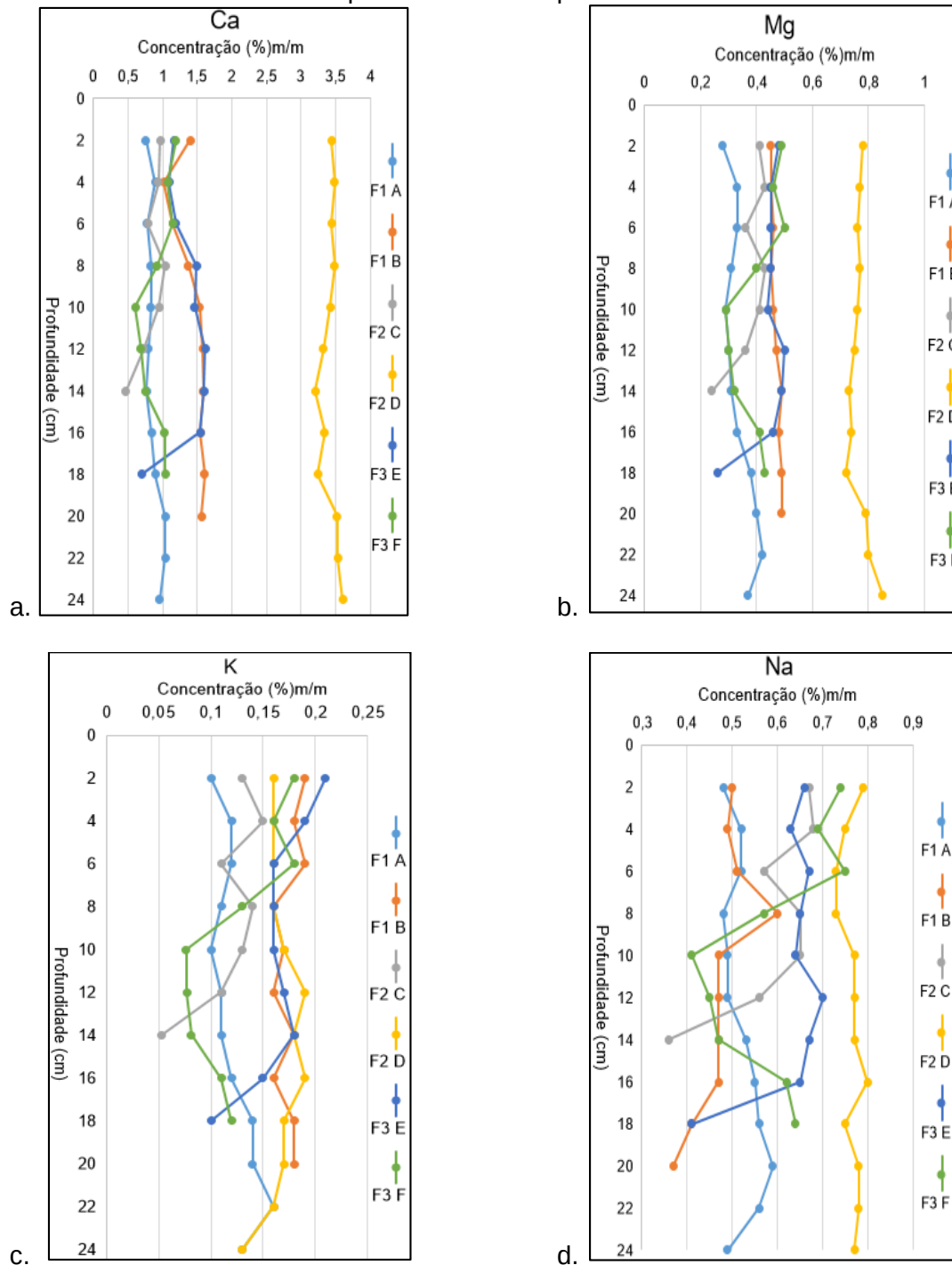
Os elementos Cálcio, Potássio, Magnésio e Sódio não apresentam VGQS disponíveis na literatura, desta forma, na figura 5, estão apresentados os gráficos da concentração ambientalmente disponível dos referidos elementos em função da profundidade.

A figura 5a apresenta a variação da concentração de Ca, onde os perfis apresentam distribuição homogênea ao longo da profundidade, no entanto o perfil F2D apresentou as maiores concentrações, em torno de 3,5(%)m/m, até duas vezes maior que as concentrações dos demais perfis. A figura 5b apresenta a variação do Mg, que apresenta distribuição homogênea ao longo da profundidade, semelhante ao apresentado para o Ca, com exceção do perfil F2D que apresentou concentração até duas vezes maior que os demais perfis. Ambos os elementos são utilizados em conjunto durante o processo produtivo dos camarões. Logo, o fato do perfil F2D corresponder ao canal de drenagem e apresentar elevadas concentrações, quando comparado aos demais perfis, pode ser consequência do acúmulo dos mesmos na coluna d'água e retenção nos sedimentos do canal de drenagem após o esvaziamento do viveiro, ao final do ciclo produtivo.

A figura 5c apresenta a variação da concentração do potássio ao longo da profundidade, em que é possível observar que não há distribuição homogênea, pois apresenta as maiores concentrações na profundidade mais superficial. Assim como na figura 5d que a variação do Na é maior na camada superficial do perfil, tendo concentração homogênea no perfil F2D, porém, pode-se propor que, conforme Silva *et al.* (2015), a causa de tais concentrações seja decorrente a entrada da cunha salina

no curso do Rio São Francisco, devido aos períodos de baixa vazão do rio, e por serem fazendas que são inundadas através do movimento de maré, onde apresentam as maiores concentrações dos elementos Ca, Mg e Na, são elementos que compõe a água do mar, conforme visto na Figura 5 (a, b e c), corroborando com o resultado da matriz de correlação (Tabela 14) e gráfico de dispersão (Figura 4).

Figura 5– Variação da concentração do Cálcio, Magnésio, Potássio e Sódio em função da profundidade nos perfis estudados



Os elementos Ferro, Manganês, Cromo, Cobre, Níquel e Zinco apresentam VGQS disponíveis na literatura, conforme listado na Tabela 1, desta forma, na figura 6 estão apresentados os gráficos da concentração ambientalmente disponível dos referidos elementos em função da profundidade.

Verifica-se na figura 6a que a concentração do Fe ao longo dos perfis, apesar de algumas variações, há homogeneidade na concentração, principalmente no perfil F2D. Foi o elemento que apresentou as maiores concentrações em todos os perfis, podendo propor que este elemento seja proveniente de fonte natural. Os valores da concentração do Fe em todos os perfis encontram-se abaixo dos VGQS ($<2,0$ (%)m/m – TEC, e $<4,0$ (%)m/m – PEC).

Na figura 6b está disposta a variação da concentração do Mn ao longo dos perfis, e semelhante ao Fe, percebe-se similaridade na distribuição, os valores da concentração do Mn nos perfis F1A, F2C, F2D, F3E encontram-se abaixo dos VGQS (460 mg/kg – TEC, e 1100 mg/kg – PEC). No entanto, os perfis F1B e F3F nas porções superficiais, apresentaram concentrações acima do limite TEC (F1B: 555,41 mg/kg; F3F: 525,26 mg/kg), porém, muito abaixo do limite PEC, indicando que os efeitos adversos a biota podem ocorrer ocasionalmente, mas está dentro da faixa de segurança.

Os resultados da análise do Cr biodisponível nos perfis de sedimentos é observado na Figura 6c, verificando uma homogeneidade na concentração do elemento nos perfis F1A, F1B, F2D, porém nos perfis F2C, F3F e F3F se encontram maiores concentrações nas porções mais superficiais (0-6cm) e diminui ao longo da profundidade. Os valores da concentração de cromo encontrada nos seis perfis estão abaixo dos VGQS (52,3 mg/kg – TEL, 81,0 mg/kg – ERL, e 43,0 mg/kg – TEC).

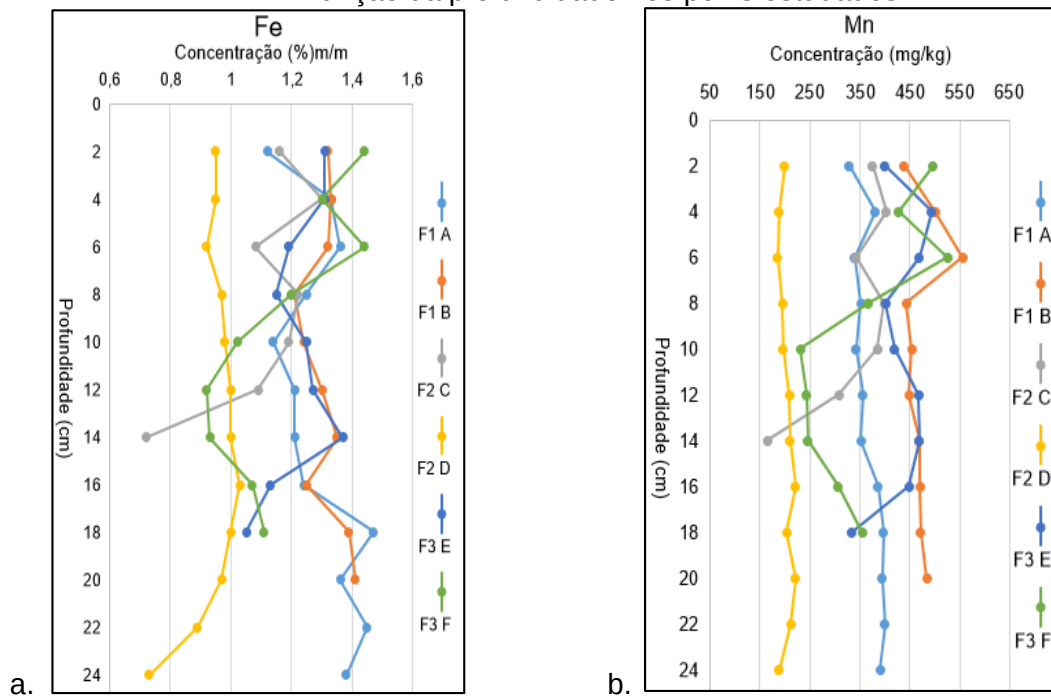
A figura 6c apresenta os resultados da análise do Cu biodisponível nos perfis de sedimentos, pode-se perceber que os perfis apresentam homogeneidade nas concentrações, no entanto, percebe-se que os perfis F1A e F2D apresentam concentrações maiores com o aumento da profundidade. Os valores da concentração de cobre encontrada nos seis perfis estão abaixo dos valores de VGQS (18,7 mg/kg – TEL, 34,0 mg/kg – ERL, e 32,0 mg/kg – TEC).

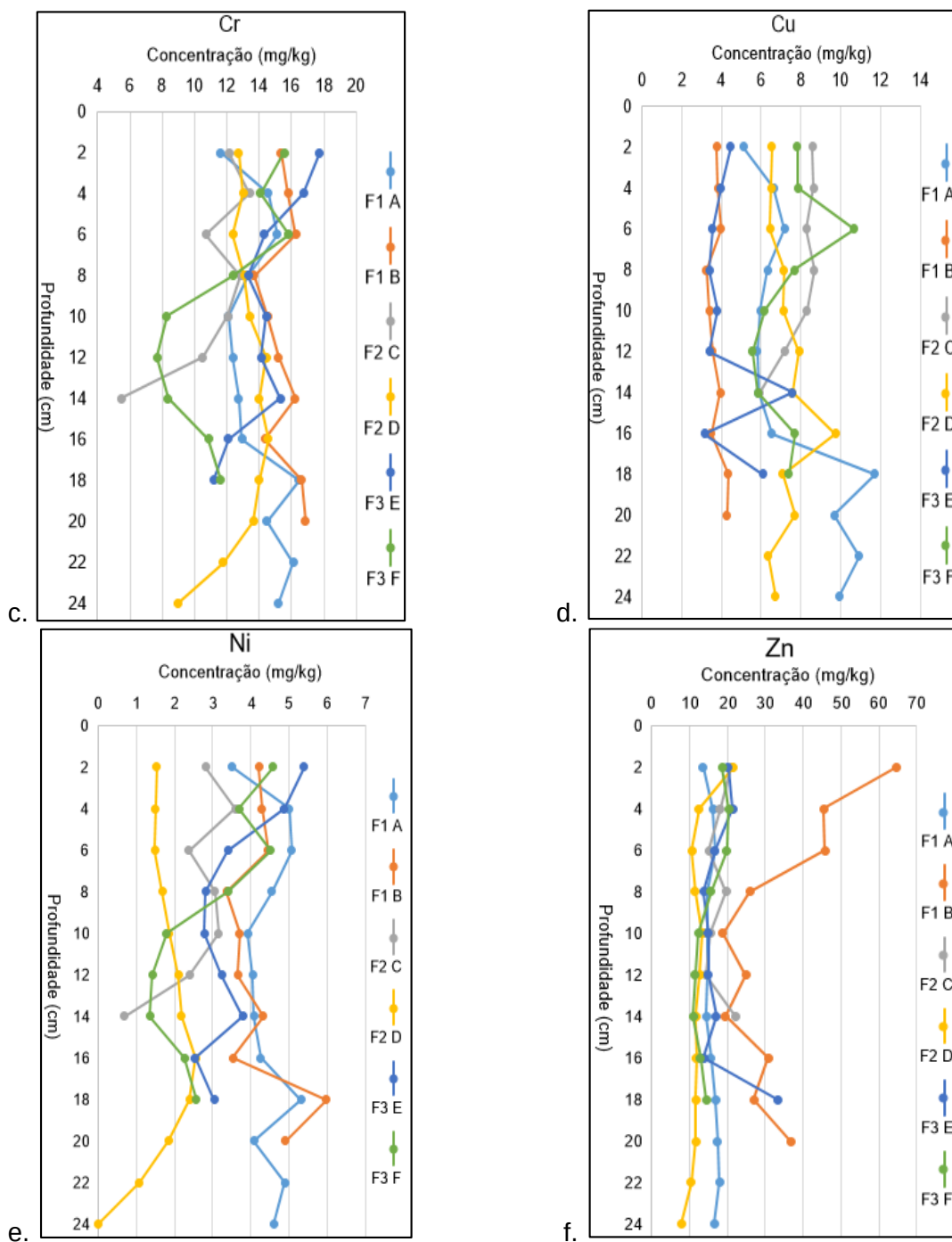
Os resultados da análise do Ni biodisponível nos perfis de sedimentos é observado na Figura 6e, pode-se perceber que apesar de não haver homogeneidade na concentração em todos os perfis, observa-se há similaridade quanto ao aumento

da concentração nas porções mais profundas do perfil. Os valores da concentração de níquel encontrada nos seis perfis estão abaixo dos valores de VGQS (15,9 mg/kg – TEL, 20,9 mg/kg – ERL, e 23,0 mg/kg – TEC).

Por fim, os resultados da análise do Zn biodisponível nos perfis de sedimentos é observado na Figura 6f, pode-se perceber que há homogeneidade na concentração em todos os perfis. Com exceção do perfil F1B, onde pode-se perceber um aumento considerável de zinco nas porções mais superficiais. Os valores da concentração de zinco encontrada nos seis perfis estão abaixo dos valores de VGQS (124,0 mg/kg – TEL, 150,0 mg/kg – ERL, e 120,0 mg/kg – TEC).

Figura 6– Variação da concentração do Ferro, Manganês, Cromo, Cobre, Níquel e Zinco em função da profundidade nos perfis estudados





Com isso, os efeitos adversos que porventura seriam ocasionados por esses elementos raramente ocorrerão nos perfis estudados, por apresentarem concentrações abaixo dos VGQS, o que é bastante satisfatório, pois, de acordo com Lacerda *et al.* (2021), quando a atividade que não é gerenciada de forma correta ocasiona diversos impactos no meio ambiente, principalmente pelos efluentes quando descartados de forma incorreta, segundo Barcellos *et al.* (2019), os efluentes de viveiros de camarão podem impactar mais drasticamente os manguezais do que os efluentes de águas residuais municipais.

5.5.2 Índice de Geoacumulação (Igeo)

O Igeo que é calculado conforme a Equação 1, e o grau de contaminação é apresentado na Tabela 2, onde os valores de *background* utilizados na referida equação foram obtidos da literatura, no estudo de Sabadini-Santos *et al.* (2009), que estabeleceu uma linha de base geoquímica regional para os metais Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn a partir de amostras de sedimentos de superfície e testemunhos coletados em vários pontos do estuário do rio São Francisco.

Para o cálculo de Igeo conforme a equação 1, se utiliza o termo Bn que corresponde ao valor do *background* ou de fundo geoquímico do elemento. Conforme o estudo realizado por Sabadini-Santos *et al.* (2009), os valores de *background* para os elementos Cr, Cu, Fe, Mn, Ni e Zn foram selecionados a partir de análises em testemunhos de sedimentos, sendo a concentração da última porção utilizada, que corresponde a maior profundidade, onde há pouca interferência de atividades antrópicas, os autores analisaram seis perfis de sedimentos, denominados de “Núcleos”, para os valores de *background* utilizados nos cálculos, foi utilizado os referentes ao núcleo I, que fica localizado em região próxima ao município de Igreja Nova-AL, e o núcleo V, que fica localizado em região próxima ao município de Brejo Grande-SE.

Para o cálculo do Igeo na fazenda F1, foram utilizados os valores de *background* correspondentes ao núcleo I, sendo estes 39,00 mg/kg (Cr), 9,00 mg/kg (Cu), 1,93 (%)m/m (Fe), 131 mg/kg (Mn), 13,00 mg/kg (Ni) e 22,00 mg/kg (Zn). Já para as fazendas F2 e F3, foram utilizados os valores de *background* correspondente ao núcleo V, sendo estes 22,00 mg/kg (Cr), 3,00 mg/kg (Cu), 0,64 (%)m/m (Fe), 61,00 mg/kg (Mn), 5,00 mg/kg (Ni) e 8,00 mg/kg (Zn) (SABADINI-SANTOS *et al.*, 2009).

Para os valores de *background* dos elementos Ca, K, Mg e Na foi utilizada a base geoquímica, descrita por Rudnick e Gao (2004), sendo os valores correspondentes de 3,59 (%)m/m, 2,80 (%)m/m, 1,33 (%)m/m, 2,15(%)m/m, para Ca, K, Mg e Na, respectivamente, onde os mesmos valores foram utilizados para as três fazendas, por se tratar de uma base geoquímica para crosta terrestre. Desta forma, estão dispostas nas tabelas (16 a 21) os resultados do Igeo para cada perfil de sedimento.

Os resultados de Igeo para o perfil F1A, tabela 16, para Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni e Zn apresentaram valores negativos para Mn, onde o grau de contaminação indica de não poluído a moderadamente poluído ($0 < I_{geo} < 1$).

Tabela 16– Cálculo de Igeo para no perfil F1A, no viveiro da fazenda de Igreja Nova/AL

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	-2,82	-2,33	-1,40	-1,37	-5,39	-2,83	0,74	-2,75	-2,47	-1,28
Porção 2	-2,58	-2,01	-1,03	-1,12	-5,13	-2,60	0,95	-2,63	-1,96	-1,03
Porção 3	-2,79	-1,95	-0,91	-1,09	-5,13	-2,60	0,79	-2,63	-1,95	-0,98
Porção 4	-2,70	-2,14	-1,09	-1,21	-5,25	-2,69	0,84	-2,75	-2,10	-1,15
Porção 5	-2,70	-2,28	-1,18	-1,34	-5,39	-2,78	0,80	-2,72	-2,31	-1,18
Porção 6	-2,75	-2,24	-1,22	-1,26	-5,25	-2,73	0,86	-2,72	-2,27	-1,18
Porção 7	-2,81	-2,20	-1,21	-1,26	-5,25	-2,69	0,84	-2,61	-2,26	-1,19
Porção 8	-2,68	-2,18	-1,05	-1,22	-5,13	-2,60	0,97	-2,55	-2,20	-1,08
Porção 9	-2,58	-1,83	-0,20	-0,98	-4,91	-2,39	1,02	-2,53	-1,88	-0,97
Porção 10	-2,37	-2,02	-0,48	-1,09	-4,91	-2,32	1,01	-2,45	-2,26	-0,93
Porção 11	-2,37	-1,86	-0,31	-1,00	-4,71	-2,25	1,03	-2,53	-2,00	-0,88
Porção 12	-2,49	-1,95	-0,45	-1,07	-5,01	-2,43	0,99	-2,72	-2,08	-1,00

No perfil F1B, tabela 17, o Zn nas porções mais superficiais apresentou contaminação que variou de não poluído a moderadamente poluído ($0 < I_{geo} < 1$) e nas porções mais profundas apresentou valores negativos. No mesmo perfil, o Mn foi classificado como moderadamente poluído ($1 < I_{geo} < 2$), os demais elementos (Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na e Ni) apresentaram valores negativos.

Tabela 17– Cálculo de Igeo para no perfil F1B, no canal de drenagem da fazenda de Igreja Nova/AL

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	-1,94	-1,93	-1,85	-1,13	-4,47	-2,15	1,16	-2,69	-2,21	0,97
Porção 2	-2,40	-1,89	-1,83	-1,12	-4,54	-2,15	1,35	-2,72	-2,18	0,46
Porção 3	-2,23	-1,85	-1,76	-1,13	-4,47	-2,12	1,50	-2,66	-2,13	0,47
Porção 4	-1,97	-2,10	-2,06	-1,26	-4,71	-2,15	1,17	-2,43	-2,54	-0,35
Porção 5	-1,81	-2,01	-1,99	-1,22	-4,63	-2,12	1,21	-2,78	-2,39	-0,81
Porção 6	-1,77	-1,94	-1,93	-1,16	-4,71	-2,09	1,19	-2,78	-2,42	-0,41
Porção 7	-1,76	-1,85	-1,78	-1,10	-4,54	-2,03	1,25	-2,78	-2,17	-0,76
Porção 8	-1,80	-2,03	-1,95	-1,21	-4,71	-2,06	1,26	-2,78	-2,47	-0,10
Porção 9	-1,74	-1,82	-1,64	-1,06	-4,54	-2,03	1,26	-2,98	-1,71	-0,29
Porção 10	-1,79	-1,79	-1,65	-1,04	-4,54	-2,03	1,30	-3,12	-1,99	0,16

O perfil F2C, apresentado na tabela 18, para Ca, Cr, K, Mg, Na e Ni mostrou valores negativos, enquanto para o Cu, Fe e Zn o grau de contaminação foi classificado como não poluído a moderadamente poluído ($0 < I_{geo} < 1$), e para o Mn foi classificado como moderadamente poluído ($1 < I_{geo} < 2$). No perfil F2D, tabela 19, o Zn nas porções mais superficiais apresentou contaminação que variou de não poluído a moderadamente poluído ($0 < I_{geo} < 1$) e nas porções mais profundas apresentou valores negativos. No mesmo perfil, Cu também foi classificado como não poluído a moderadamente poluído, e o Mn foi classificado como moderadamente poluído ($1 < I_{geo} < 2$), os demais elementos (Ca, Cr, Fe, K, Mg e Na) apresentaram valores negativos.

Tabela 18– Cálculo de Igeo para no perfil F2C, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	-2,47	-1,31	0,93	0,27	-5,01	-2,28	2,04	-2,27	-1,42	0,81
Porção 2	-2,52	-1,16	0,94	0,44	-4,81	-2,21	2,14	-2,25	-1,06	0,60
Porção 3	-2,77	-1,49	0,88	0,17	-5,25	-2,47	1,90	-2,50	-1,66	0,33
Porção 4	-2,37	-1,22	0,94	0,35	-4,91	-2,21	2,12	-2,31	-1,30	0,71
Porção 5	-2,50	-1,31	0,88	0,31	-5,01	-2,28	2,07	-2,31	-1,25	0,37
Porção 6	-2,90	-1,52	0,67	0,18	-5,25	-2,47	1,75	-2,53	-1,65	0,27
Porção 7	-3,52	-2,45	0,40	-0,42	-6,31	-3,06	0,84	-3,16	-3,44	0,89

Tabela 19– Cálculo de Igeo para no perfil F2D, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	-0,65	-1,24	0,54	-0,02	-4,71	-1,35	1,12	-2,03	-2,28	0,85
Porção 2	-0,63	-1,21	0,53	-0,02	-4,71	-1,37	1,04	-2,10	-2,31	0,06
Porção 3	-0,65	-1,28	0,52	-0,06	-4,71	-1,39	1,02	-2,14	-2,33	-0,17
Porção 4	-0,63	-1,20	0,66	0,01	-4,71	-1,37	1,09	-2,14	-2,15	-0,06
Porção 5	-0,65	-1,16	0,66	0,03	-4,63	-1,39	1,10	-2,07	-2,01	0,15
Porção 6	-0,70	-1,05	0,81	0,06	-4,47	-1,41	1,19	-2,07	-1,84	0,07
Porção 7	-0,75	-1,10	0,75	0,06	-4,54	-1,45	1,20	-2,07	-1,78	-0,05
Porção 8	-0,69	-1,04	1,11	0,10	-4,47	-1,43	1,27	-2,01	-1,56	-0,03
Porção 9	-0,73	-1,10	0,65	0,06	-4,63	-1,47	1,15	-2,10	-1,64	-0,04
Porção 10	-0,61	-1,14	0,77	0,01	-4,63	-1,34	1,27	-2,05	-2,02	-0,05
Porção 11	-0,61	-1,35	0,49	-0,11	-4,71	-1,32	1,21	-2,05	-2,78	-0,20
Porção 12	-0,58	-1,74	0,58	-0,40	-5,01	-1,23	1,04	-2,07	--	-0,62

Os resultados de Igeo para o perfil F3E, tabela 20, para Ca, Cr, Cu, K, Mg, Na e Ni apresentaram valores negativos, para o Fe e Zn o grau de contaminação, foi classificado como não poluído a moderadamente poluído ($0 < I_{geo} < 1$), e o Mn foi classificado como moderadamente a muito poluído ($2 < I_{geo} < 3$).

Tabela 20– Cálculo de Igeo para no perfil F3E, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	-2,20	-0,76	-0,01	0,45	-4,32	-2,06	2,13	-2,29	-0,48	0,76
Porção 2	-2,30	-0,84	-0,18	0,45	-4,47	-2,15	2,43	-2,36	-0,62	0,84
Porção 3	-2,18	-1,07	-0,35	0,31	-4,71	-2,15	2,36	-2,27	-1,15	0,48
Porção 4	-1,85	-1,17	-0,40	0,26	-4,71	-2,15	2,13	-2,31	-1,41	0,19
Porção 5	-1,88	-1,06	-0,25	0,38	-4,71	-2,18	2,19	-2,33	-1,43	0,32
Porção 6	-1,73	-1,09	-0,40	0,40	-4,63	-2,00	2,35	-2,20	-1,22	0,32
Porção 7	-1,75	-0,97	0,75	0,51	-4,54	-2,03	2,36	-2,27	-0,99	0,50
Porção 8	-1,80	-1,31	-0,51	0,24	-4,81	-2,12	2,29	-2,31	-1,56	0,19
Porção 9	-2,94	-1,42	0,44	0,13	-5,39	-2,94	1,87	-2,98	-1,30	1,47

No perfil F3F, tabela 21, o Cu, Fe e Zn apresentaram contaminação que variou de não poluído a moderadamente poluído ($0 < I_{geo} < 1$), e o Mn também foi classificado como moderadamente a muito poluído ($2 < I_{geo} < 3$), os elementos Ca, Cr, Cu, K, Mg, Na e Ni apresentaram valores negativos.

Tabela 21– Cálculo de I_{geo} para no perfil F3F, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	-2,18	-0,95	0,79	0,58	-4,54	-2,03	2,44	-2,12	-0,71	0,64
Porção 2	-2,32	-1,09	0,80	0,44	-4,71	-2,12	2,23	-2,22	-1,03	0,76
Porção 3	-2,23	-0,92	1,25	0,58	-4,54	-2,00	2,52	-2,10	-0,73	0,72
Porção 4	-2,55	-1,28	0,77	0,32	-5,01	-2,32	2,00	-2,50	-1,15	0,38
Porção 5	-3,14	-1,86	0,45	0,09	-5,79	-2,78	1,33	-2,98	-2,07	0,03
Porção 6	-2,96	-1,96	0,31	-0,06	-5,77	-2,73	1,41	-2,84	-2,39	-0,06
Porção 7	-2,84	-1,85	0,38	-0,05	-5,70	-2,64	1,42	-2,78	-2,46	-0,14
Porção 8	-2,39	-1,47	0,77	0,16	-5,25	-2,28	1,74	-2,38	-1,73	0,10
Porção 9	-2,37	-1,37	0,72	0,21	-5,13	-2,21	1,95	-2,33	-1,55	0,27

Por fim, percebe-se no presente estudo que a maioria dos perfis apresentaram contaminação para os elementos Cu, Fe e Zn, porém, predomina em todos os perfis contaminação para Mn. Vale ressaltar que, conforme León-Cañedo *et al.* (2017) a alimentação dos camarões é a principal responsável pelo aumento de Cu e Zn nos sedimentos, e conforme Hong *et al.* (2020) o Mn também é encontrado nas rações, bem como utilizado para a desinfecção de tanques, e apesar de ser um elemento essencial para o metabolismo celular dos camarões, altas concentrações podem levar a mortalidade dos animais. De forma que as elevadas concentrações para estes metais, supracitados, provavelmente, estão associados a alimentação dos camarões, sendo uma explicação plausível para o acúmulo dos mesmos nos sedimentos analisados.

5.5.3 Fator de Enriquecimento (FE)

O fator de enriquecimento (FE), que mede a influência das atividades antrópicas, é calculado conforme a Equação 2, e o grau de contaminação é apresentado na

Tabela 3, onde os valores de *background* utilizados na referida equação foram obtidos da literatura, no estudo de Sabadini-Santos *et al.* (2009) que estabeleceu uma linha de base geoquímica regional para os metais Fe, Mn, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn a partir de amostras de sedimentos de superfície e testemunhos coletados em vários pontos do estuário do rio São Francisco. Para os valores de *background* dos elementos Ca, K, Mg e Na foi utilizada a base geoquímica, descrita por Rudnick e Gao (2004), conforme mencionado no item 5.4.2 Índice de Geoacumulação (Igeo). Sendo o elemento Fe escolhido como elemento de referência, pois segundo Santos *et al.* (2015) o Fe está associado a mineralogia local. Diante disto, estão dispostas as tabelas (22 a 27) com os resultados do FE para cada perfil de sedimento.

Os resultados obtidos de FE para o perfil F1A, tabela 22, aponta a ausência de enriquecimento ($FE < 1$) para Ca, Cr, Cu, K, Mg, Na e Ni, enriquecimento baixo ($1 < FE < 3$) para o Cu e Zn, apenas o Mn obteve enriquecimento moderado ($3 < FE < 5$).

Tabela 22– Cálculo de FE para no perfil F1A, no viveiro da fazenda de Igreja Nova/AL

	Ca	Cr	Cu	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	0,36	0,51	0,98	0,06	0,36	4,31	0,38	0,47	1,07
Porção 2	0,36	0,54	1,07	0,06	0,36	4,21	0,35	0,56	1,07
Porção 3	0,31	0,55	1,13	0,06	0,35	3,68	0,34	0,55	1,08
Porção 4	0,36	0,53	1,09	0,06	0,36	4,14	0,34	0,54	1,04
Porção 5	0,39	0,52	1,12	0,06	0,37	4,42	0,39	0,51	1,12
Porção 6	0,36	0,51	1,03	0,06	0,36	4,34	0,36	0,50	1,06
Porção 7	0,34	0,52	1,04	0,06	0,37	4,29	0,39	0,50	1,05
Porção 8	0,36	0,52	1,13	0,07	0,39	4,58	0,40	0,51	1,11
Porção 9	0,33	0,55	1,71	0,07	0,38	3,99	0,34	0,54	1,00
Porção 10	0,41	0,53	1,52	0,07	0,43	4,28	0,39	0,44	1,12
Porção 11	0,39	0,55	1,61	0,08	0,42	4,07	0,35	0,50	1,08
Porção 12	0,37	0,54	1,54	0,06	0,39	4,16	0,32	0,49	1,05

No perfil F1B, tabela 23, o Zn apresentou enriquecimento moderado ($3 < FE < 5$) nas porções superficiais (1 a 3), e pode ser observado na figura 5f que as concentrações do Zn nas porções superficiais foram até duas vezes maiores que as concentrações ao longo do perfil, corroborando com o enriquecimento moderado,

enquanto nas porções mais inferiores do perfil, o Zn apresenta enriquecimento baixo ($1 < FE < 3$). Outro elemento que obteve enriquecimento moderado ($3 < FE < 5$) foi o Mn em todo o perfil, enquanto para os demais metais não há diagnóstico de enriquecimento ($FE < 1$).

Tabela 23– Cálculo de FE para no perfil F1B, no canal de drenagem da fazenda de Igreja Nova/AL

	Ca	Cr	Cu	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	0,57	0,58	0,61	0,10	0,49	4,90	0,34	0,47	4,31
Porção 2	0,41	0,59	0,61	0,09	0,49	5,55	0,33	0,48	3,00
Porção 3	0,47	0,61	0,65	0,10	0,51	6,20	0,35	0,50	3,04
Porção 4	0,61	0,56	0,57	0,09	0,54	5,38	0,45	0,41	1,88
Porção 5	0,67	0,58	0,59	0,09	0,54	5,38	0,34	0,44	1,33
Porção 6	0,65	0,58	0,58	0,08	0,52	5,07	0,32	0,42	1,68
Porção 7	0,63	0,59	0,63	0,09	0,53	5,12	0,31	0,48	1,27
Porção 8	0,67	0,57	0,60	0,09	0,56	5,53	0,34	0,42	2,16
Porção 9	0,62	0,59	0,67	0,09	0,51	5,00	0,26	0,64	1,70
Porção 10	0,59	0,59	0,65	0,09	0,50	5,06	0,24	0,52	2,29

Para o perfil F2C, tabela 24, F2D, tabela 25, aponta a ausência de enriquecimento ($FE < 1$) para Ca, Cr, Cu, K, Mg, Na e Ni, para o Cu e Zi obtiveram enriquecimento baixo ($1 < FE < 3$), em ambos os perfis, apenas o Mn obteve enriquecimento moderado ($3 < FE < 5$) no perfil F2D, enquanto no perfil F2C o Mn enriquecimento baixo ($1 < FE < 3$).

Tabela 24– Cálculo de FE para no perfil F2C, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	0,15	0,33	1,57	0,03	0,17	3,40	0,17	0,31	1,45
Porção 2	0,13	0,33	1,42	0,03	0,16	3,25	0,16	0,35	1,12
Porção 3	0,13	0,32	1,63	0,02	0,16	3,33	0,16	0,28	1,12
Porção 4	0,15	0,34	1,51	0,03	0,17	3,43	0,16	0,32	1,29
Porção 5	0,14	0,32	1,49	0,02	0,17	3,39	0,16	0,34	1,04
Porção 6	0,12	0,31	1,40	0,02	0,16	2,95	0,15	0,28	1,06
Porção 7	0,12	0,24	1,75	0,02	0,16	2,39	0,15	0,12	2,47

Tabela 25– Cálculo de FE para no perfil F2D, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	0,65	0,43	1,47	0,04	0,40	2,20	0,25	0,21	1,82
Porção 2	0,65	0,44	1,46	0,04	0,39	2,07	0,24	0,20	1,06
Porção 3	0,67	0,43	1,50	0,04	0,40	2,11	0,24	0,21	0,93
Porção 4	0,64	0,43	1,57	0,04	0,38	2,10	0,22	0,22	0,95
Porção 5	0,62	0,44	1,55	0,04	0,37	2,10	0,23	0,24	1,09
Porção 6	0,59	0,46	1,68	0,04	0,36	2,19	0,23	0,27	1,01
Porção 7	0,57	0,45	1,61	0,04	0,35	2,21	0,23	0,28	0,93
Porção 8	0,58	0,45	2,02	0,04	0,35	2,25	0,23	0,32	0,91
Porção 9	0,58	0,45	1,51	0,04	0,35	2,13	0,22	0,31	0,94
Porção 10	0,65	0,45	1,69	0,04	0,39	2,38	0,24	0,24	0,96
Porção 11	0,71	0,42	1,52	0,04	0,43	2,50	0,26	0,16	0,94
Porção 12	0,88	0,39	1,96	0,04	0,56	2,70	0,31	0,00	0,85

Para o perfil F3E, tabela 26, e F3F, tabela 27, aponta a ausência de enriquecimento ($FE < 1$) para Ca, Cr, Cu, K, Mg, Na e Ni, enquanto para o Cu e Zi obtiveram enriquecimento baixo ($1 < FE < 3$), apenas o Mn obteve enriquecimento moderado ($3 < FE < 5$), em ambos os perfis.

Tabela 26– Cálculo de FE para no perfil F3E, no viveiro da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	0,16	0,43	0,73	0,04	0,18	3,20	0,15	0,53	1,24
Porção 2	0,15	0,41	0,65	0,03	0,17	3,96	0,14	0,48	1,31
Porção 3	0,18	0,38	0,63	0,03	0,18	4,13	0,17	0,36	1,12
Porção 4	0,23	0,37	0,63	0,03	0,19	3,65	0,17	0,31	0,95
Porção 5	0,21	0,37	0,65	0,03	0,17	3,52	0,15	0,28	0,96
Porção 6	0,23	0,36	0,57	0,03	0,19	3,86	0,16	0,33	0,94
Porção 7	0,21	0,36	1,18	0,03	0,17	3,59	0,15	0,35	0,99
Porção 8	0,24	0,34	0,60	0,03	0,20	4,16	0,17	0,29	0,97
Porção 9	0,12	0,34	1,24	0,02	0,12	3,33	0,12	0,37	2,54

Tabela 27– Cálculo de FE para no perfil F3F, no canal de drenagem da fazenda de Brejo Grande/SE

	Ca	Cr	Cu	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Porção 1	0,15	0,35	1,16	0,03	0,16	3,62	0,15	0,41	1,04
Porção 2	0,15	0,35	1,28	0,03	0,17	3,45	0,16	0,36	1,25
Porção 3	0,14	0,35	1,58	0,03	0,17	3,83	0,16	0,40	1,10
Porção 4	0,14	0,33	1,36	0,02	0,16	3,20	0,14	0,36	1,04
Porção 5	0,11	0,26	1,29	0,02	0,14	2,37	0,12	0,22	0,96
Porção 6	0,13	0,27	1,29	0,02	0,16	2,77	0,15	0,20	1,00
Porção 7	0,14	0,29	1,34	0,02	0,17	2,77	0,15	0,19	0,94
Porção 8	0,17	0,32	1,54	0,02	0,18	3,00	0,17	0,27	0,96
Porção 9	0,17	0,33	1,42	0,02	0,19	3,35	0,17	0,30	1,04

Segundo Birch (2017) um valor de FE de 1,5 pode ser considerado um limiar entre condições naturais e antrópicas, desta forma, os resultados do FE que apontaram enriquecimento baixo para Cu e Zn reflete baixa interferência antrópica, enquanto para o Mn em todos os perfis indicaram enriquecimento moderado, assim como visto o grau de contaminação correspondente ao Igeo, ou seja, reflete a contribuição antrópica. Com isso, estes resultados destacam aspectos que são importantes na avaliação dos impactos ao meio ambiente causado pela atividade de carcinicultura, com relação ao uso de aditivos químicos e ao tipo de ração que são introduzidos nos viveiros, pois é visto na literatura a presença desses elementos nos insumos introduzidos nos viveiros (RIBEIRO *et al.*, 2016; LEÓN-CAÑEDO *et al.*, 2017; Hong *et al.*, 2020).

5.6. Relação entre os aspectos ambientais e às atividades de manejo

Em muitas regiões estuarinas, onde há atividade urbana, industrial e agropecuária, os sedimentos atuam como sumidouro, sendo considerado fonte de contaminantes orgânicos e inorgânicos (BELZUNCE *et al.*, 2004), pois o lançamento incontrolado dos efluentes são considerados um dos principais fatores de degradação do ecossistema, causando por exemplo a eutrofização dos corpos hídricos, modificação e interferência do fluxo dos corpos d'água, dentre outros exemplos (CANUTO *et al.*, 2012; OLIVEIRA JUNIOR *et al.*, 2021). Por sua vez, a atividade de

carcinicultura, por apresentar um rápido crescimento econômico na região do Baixo São Francisco, tem contribuído para impactar negativamente o meio ambiente.

Além do lançamento de efluentes, outro fator de impacto é com relação ao desmatamento, conforme a Lei nº 12.727 de 17 de outubro de 2012, a implantação dos empreendimentos de carcinicultura deveriam acontecer em regiões de apicuns ou salgados, a fim de proteger a integridade dos manguezais, porém, segundo Silva-Júnior *et al.* (2020), a maioria desses empreendimentos se instalam em manguezais, onde é vista a supressão dos ecossistemas costeiros de áreas de mangues para a construção dos viveiros, tal ação pode contribuir para a remobilização da MO, que segundo Dan *et al.* (2022) pode causar, como consequência, a liberação dos metais traço aprisionados por meio do sistema de acumulação das raízes dos manguezais.

Alguns elementos analisados apresentaram concentrações elevadas, e apresentam grau de contaminação, a exemplo do Cu, Zn e Mn, conforme visto nos tópicos 5.5.2 e 5.5.3. A principal forma de evitar o acúmulo desses e de outros elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos, é utilizando técnicas de biorremediação, sendo a principal o tratamento de águas residuais, seja *in loco*, onde o tratamento é feito dentro do viveiro durante o período de cultivo, ou de maneira externa, com o tratamento do efluente sendo feito em outro local (IBER, KASAN, 2021).

Conforme Anh *et al.* (2010), deve-se levar em consideração a viabilidade tecnológica e econômica, por exemplo, para reduzir o uso de ração quimicamente formulada para diminuir a contaminação nos sedimentos, é preciso utilizar rações com melhor qualidade nutricional, porém, devido à grande quantidade de rações disponíveis no mercado e a falta de acesso à informação, muitos produtores falham em determinar o regime de alimentação dos camarões. O sistema de cultivo em bioflocos, conforme relatado por Fóes *et al.* (2012), é uma tecnologia que além de aumentar a produtividade, possibilita a produção de camarões em condições de baixa ou até com a ausência da renovação de água, pois resulta na diminuição direta de efluentes, e apesar dos custos elevados para a instalação do sistema, essa tecnologia é capaz de aumentar de 3 a 5 vezes a produtividade.

Desta forma, conferir práticas sustentáveis a produção de camarão, fazendo uso das informações contidas no Código de Conduta estabelecido pela ABCC (2005), no que diz respeito as etapas da cadeia produtiva do camarão, e destacando, segundo

Araújo *et al.* (2018), a necessidade de integrar políticas públicas, programas e práticas com a finalidade de melhoria da gestão, redução da geração de resíduos e minimização dos impactos ambientais, relacionados a atividade, destaca-se, portanto, a importância da gestão ambiental, como um instrumento para conferir práticas sustentáveis a produção de camarão.

6 CONCLUSÃO

A importância de determinar a concentração dos metais biodisponíveis é evidenciada neste trabalho, em que apenas os metais que estão disponíveis por lixiviação natural, incluindo os de origem antropogênica, são extraídos. Foi possível perceber, então, que houve maior concentração dos metais nos canais de drenagem, sugerindo assim que os metais que são introduzidos nos viveiros por meio de contaminantes presentes nos insumos, não são completamente consumidos, e se depositam nos canais de drenagem após o ciclo produtivo.

Se constata, pois, que a região do Baixo São Francisco, apesar de estar sujeita as ações antrópicas causadas pela atividade de carcinicultura, considerando o período de amostragem (2019), os efeitos adversos que porventura seriam ocasionados pelos elementos estudados raramente serão observados, apresentando um bom estado de conservação para a biota. No entanto, a atividade requer gestão controlada e, quando gerida da forma inadequada, pode ocasionar impactos de curto ou longo prazo.

Trata-se aqui, porém, de um estudo pioneiro nas fazendas de carcinicultura na região do Baixo São Francisco, sugerindo, então, que futuramente, sejam realizadas novas análises de determinação da concentração de metais, para avaliar o impacto da atividade na região, pois a atividade de carcinicultura precisa ser acompanhada de forma adequada, para que as consequências dos impactos não se tornem irreversíveis.

A carcinicultura apresenta excelente potencial de crescimento econômico, mas para que a atividade continue gerando lucros e se torne mais sustentável, faz-se necessário o investimento em tecnologia, inovação e pesquisa, associado a fiscalização e interação dos órgãos ambientais.

7 TRABALHOS FUTUROS

A atividade de carcinicultura vem crescendo com o passar dos anos, mas apesar disso ainda existem poucos estudos relacionados ao acúmulo de metais potencialmente tóxicos em sedimentos de fazendas de carcinicultura, por este motivo, são necessários mais estudos.

Sugerindo um estudo mais detalhado da área de pesquisa amostral e análise de outros parâmetros que tenham relevância do ponto de vista ambiental, como:

- A realização de testes de toxicidade e bioacumulação em espécies de camarão com o propósito de avaliar integralmente a qualidade dos sedimentos das fazendas de carcinicultura;
- A preocupação crescente com os contaminantes emergentes, como fármacos (antibióticos, hormônios, etc.), que podem ter influência negativa no meio ambiente precisam ser avaliadas;
- A extração total dos metais que tem por finalidade extrair todo o analito na matriz dos sedimentos, sendo possível identificar os elementos químicos que estão associados a todas as fases geoquímicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO – ABCC. **História da Carcinicultura no Brasil.** 2011. Disponível em: <<https://abccam.com.br/2011/02/historia-da-carcinicultura-no-brasil/>> acesso: 29 de outubro de 2021.

_____. **Curso de Boas Práticas de Manejo e Biossegurança: Fazendas de Engorda.** 2012. Disponível em: <<https://abccam.com.br/wp-content/uploads/2014/01/Manual-de-Boas-Praticas-de-Manejo-e-Biosseguran%C3%A7a.pdf>> acesso: 16 de novembro de 2021.

_____. **Técnicas De Manejo E Qualidade Da Água Com Ênfase No Seu Balanço Iônico.** 2017. Disponível em: <<https://abccam.com.br/wp-content/uploads/2017/07/APOSTILA-T%C3%89CNICAS-DE-MANEJO-E-QUALIDADE-DA-%C3%81GUA-COM-%C3%8ANFASE-NO-SEU-BALAN%C3%87O-I%C3%94NICO.pdf>> acesso: 16 de maio de 2022.

ALAGOAS. **Região de Planejamento Baixo São Francisco – 2014.** Disponível em: <<https://dados.al.gov.br/catalogo/dataset/mapas-de-caracterizacao-territorial/resource/b58373a5-fb17-4b7e-bf1d-76ba6e1ee90f>> acesso: 04 de maio de 2022.

_____. Lei n. 8.167, de 27 de setembro de 2019. **Disciplina a instalação de empreendimentos de carcinicultura de forma sustentável no estado de alagoas, e dá outras providências.** Alagoas. 2019. Disponível em: <https://sapl.al.al.leg.br/media/sapl/public/normajuridica/2019/1680/lei_no_8.167_de_27_de_setembro_de_2019_1.pdf> acesso: 07 de fevereiro de 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA. Resolução RE nº 899, de 29 de maio de 2003. **Guia para validação de métodos analíticos e bioanalíticos.** Brasília: DF, 2003. Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/anvisa/2003/res0899_29_05_2003.html> acesso: 05 de maio de 2022.

_____. Resolução RDC nº 166, de 24 de julho de 2017. **Dispõe sobre a validação de métodos analíticos e dá outras providências.** Brasília: DF, 2017. Disponível em: <http://antigo.anvisa.gov.br/documents/10181/2721567/RDC_166_2017_COMP.pdf/d5fb92b3-6c6b-4130-8670-4e3263763401> acesso: 05 de maio de 2022.

ANH, P.T.; KROEZE, C.; BUCH, S.R.; MOL, A.P.J. Water pollution by intensive brackish shrimp farming in south-east Vietnam: Causes and options for control. **Agricultural Water Management.** Vol. 97, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377410000363?via%3Dihub#bib38>> acesso: 02 de fevereiro de 2023.

ARAUJO, A.M.M.; ARAUJO, R.C.P.; CARVALHO, R.M.; REIS, L.D.R. Análise das boas práticas de manejo na carcinicultura e seus efeitos sobre a produtividade no Estado do Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar.** Vol 51, 2018. Disponível em:

<https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/38076/1/2018_art_ammaraújo.pdf> acesso: 22 de janeiro de 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 6502: Rochas e Solos**. Rio de Janeiro, 1-18 p. 1995 Disponível em: <<http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-6.502-Rochas-e-Solos.pdf>> acesso: 27 de outubro de 2022.

ÁVILA, D.V.L.; SOUZA, S.O.; COSTA, S.S.L.; GARCIA, C.A.B.; ALVES, J.P.H.; ARAUJO, R.G.O.; PASSOS, E.A. Multivariate Optimization of Conditions for Digestion of Wet Feeds for Dogs and Cats Using a Closed Digester Block and Multielement Determination by ICP-OES. **Journal of AOAC INTERNATIONAL**, V. 100, 2017. Disponível em: <<https://academic.oup.com/jaoac/article/100/5/1483/5654312?login=false>> acesso: 05 de maio de 2022.

BADRAENI; AZIS, H.Y.; TRESNATI, J.; TUWO, A., Seaweed *Gracilaria changii* as a bioremediator agent for ammonia, nitrite and nitrate in controlled tanks of Whiteleg Shrimp *Litopenaeus vannamei*. **IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science**, 564, 2020. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/564/1/012059/pdf>> acesso: 06 de março de 2022.

BARBOSA, J.M.; NUNES-FILHO, A.; ADRIANO, F.F.; ANDERSON, A.S.; SOARES, E.C Evolução da Atividade Agrossilvipastoril na Região de Brejo Grande, Estado de Sergipe: Carcinicultura. **II Simpósio da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco**, 2018, Sergipe. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/325660995_EVOLUCAO_DA_ATIVIDADE_AGROSSILVIPASTORIL_NA_REGIAO_DE_BREJO_GRANDE_ESTADO_DE_SERGIPE_CARINICULTURA> acesso: 05 de maio de 2022.

BARCELLOS, D.; QUEIROZ, H.M.; NOBREGA, B.N.; FILHO, R.L.O.; SANTAELLA, S.T.; MORE, X.L.O.S.; FERREIRA, T.O. Phosphorus enriched effluents increase eutrophication risks for mangrove systems in northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. V. 142, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0025326X19302152>> acesso: 15 de maio de 2022.

BELZUNCE, M.J.; SOLUAN, O.; OREJA, J.A.G.; MILLÁN, E.; PÉREZ, V. Chapter 12 - Contaminants in sediments. **Elsevier Oceanography Series**. V. 70, 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0422989404800503>> acesso: 31 de março de 2022.

BERNA, C. DAY, K. W., NAFTZ, D. L. Improved enrichment factor calculations through principal component analysis: Examples from soils near breccia pipe uranium mines, Arizona, USA. **Environmental Pollution**. V. 248, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749118343975>> acesso: 31 de março de 2022.

BIRCH, G.F. Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments – A critical review. **Science of The Total**

Environment. V. 580, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716327139?via%3Dihub>> acesso: 07 de fevereiro de 2023.

BOMFIM, L.F.C. Projeto Cadastro da Infra-Estrutura Hídrica do Nordeste: Estado de Sergipe. Diagnóstico do Município de Brejo Grande. **Aracaju: CPRM.** 2002. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/2477>> acesso: 05 de novembro de 2022.

BOSTELMANN, E. **Avaliação da concentração de metais em amostras de sedimentos do reservatório Billings, Braço Rio Grande, São Paulo, Brasil.** Dissertação (mestrado) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares de São Paulo- USP, São Paulo, 2006.

BOYD, C.E. Aquaculture pond fertilization. **CAB Reviews**, 2018. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Claude-Boyd/publication/324250273_Aquaculture_pond_fertilization/links/5b968b4da6fdccfd543b2b21/Aquaculture-pond-fertilization.pdf> acesso: 24 de março de 2022.

BOYD, C.E. WOOD, C.W.; THUNJAI, T. Aquaculture pond bottom soil quality management. **Pond Dynamics** 2002. Disponível em: <https://freshwater-aquaculture.extension.org/wp-content/uploads/2019/08/Aquaculture_Pond_Bottom_Soil_Quality_Management.pdf> acesso: 24 de outubro de 2022.

BRASIL. Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. **Institui o novo Código Florestal**, Brasília: DF. 1965. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1960-1969/lei-4771-15-setembro-1965-369026-publicacaooriginal-1-pl.html>> acesso: 29 de outubro de 2021.

_____. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.**, Brasília: DF. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm> acesso: 02 de novembro de 2021.

_____. Lei n. 12.727, de 17 de outubro de 2012. **Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**, Brasília: DF. 2021. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12727.htm> acesso: 29 de outubro de 2021.

_____. Resolução CONAMA nº 312, de 10 de outubro de 2002. **Dispõe sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira.** Brasília: DF, 2002. Disponível em:

<https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/2002_Res_CONAMA_312.pdf>
 acesso: 08 de novembro de 2021.

_____. Resolução CONAMA nº 454, de 01 de novembro de 2012. **Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.** Brasília: DF, 2012. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2012/res_conama_454_2012_materialserdragadoemaguasjurisdicionaisbrasileiras.pdf> acesso: 08 de outubro de 2022.

BUYANG, S.; YI, Q.; CUI, H.; WAN, K.; ZHANG, S. Distribution and adsorption of metals on different particle size fractions of sediments in a hydrodynamically disturbed canal. **Science of The Total Environment**. 670, 654-661, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719312689>> acesso: 11 de outubro de 2022.

CÂMARA, D. A.; LIMA, J. C.; PIMENTA, H. C. D. Ecoeficiencia na Cadeia Produtiva da Carcinicultura: Proposição de Indicadores a partir da ISO 14031. **XXXI Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, Belo Horizonte, MG, Brasil, 04 a 07 de outubro de 2011. Disponível em: <http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2011_TN_STP_135_855_19402.pdf> acesso: 02 de novembro de 2021.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT – CCME, **Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**. 2022. Disponível em: <<https://ccme.ca/en/summary-table>> acesso: 31 de março de 2022.

CANUTO, F.A.B.; GARCIA, C.A.B.; ALVES, J.P.H.; PASSOS, E.A. Mobility and ecological risk assessment of trace metals in polluted estuarine sediments using a sequential extraction scheme. **Environmental Monitoring and Assessment**. 185, 6173–6185, 2013. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-012-3015-0>> acesso: 16 de novembro de 2021.

CARMO, C.D.; ABESSA, D.M.D.; NETO, K.G.M. Metais em águas, sedimentos e peixes coletados no estuário de São Vicente-SP, Brasil. **O Mundo da Saúde**, São Paulo, 2011. Disponível em: <https://bvsm.sau.gov.br/bvs/artigos/metais_aguas_sedimentos_peixes_estuario_sao_vicente%20.pdf> acesso: 16 de maio de 2022.

CARMO, D. L., SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **R. Bras. Ci. Solo**, V. 36, 2012. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/RRxVrmdpzbZxZ6Z7LnwZQ7H/?lang=pt&format=pdf>> acesso: 05 de maio de 2022.

CHAIKAEW, P.; RUGKARN, N.; PONGPIPATWATTANA, V.; KANOKKANTAPONG, V. Enhancing ecological-economic efficiency of intensive shrimp farm through in-out nutrient budget and feed conversion ratio. **Sustain Environ Res** 29, n 28, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s42834-019-0029-0>> acesso: 30 de novembro de 2021.

CHAKRABORTY, P.; RAMTEKE, D.; CHAKRABORTY, S.; NATH, B.N. Changes in metal contamination levels in estuarine sediments around India – An assessment. **Marine Pollution Bulletin**. V. 78, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X1300595X>> acesso: 31 de março de 2022.

CODEVASF. **Resumo Executivo do Relatório Final: Mapeamento temático de uso da terra do Baixo São Francisco**. 2002. Disponível em: <<https://cdn.agenciapeixe vivo.org.br/media/2019/06/Mapeamento-Tem%C3%A1tico-de-Uso-da-Terra-no-Baixo-SF.pdf>> acesso: 04 de maio de 2022.

Consensus-Based Sediment Quality Guidelines. Recommendations for Use & Application. 2003. Disponível em: <<https://dnr.wi.gov/DocLink/RR/RR088.pdf>> acesso: 04 de maio de 2022.

COSTA, J. C. O. **Aspectos legais da carcinicultura no município de Curuçá: perspectivas e realidades para a atividade**. Monografia (Especialização em Gestão Ambiental e Manejo de Paisagem) – Programa de Pós-Graduação, Universidade Federal do Pará, Belém, 2017. Disponível em: <https://bdm.ufpa.br:8443/jspui/bitstream/prefix/1400/1/Monografia_AspectosLegaisCarcinicultura.pdf> acesso: 08 de novembro de 2021.

COUTINHO, S. N. **Estudo de Bioacumulação de metais tóxicos e elementos traço em amostras de macrófitas aquáticas flutuantes do Reservatório Guarapiranga, São Paulo – SP, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Autarquia associada à Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. Disponível em: <<https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85131/tde-13042018-162720/publico/2018CoutinhoEstudo.pdf>> acesso: 16 de novembro de 2021.

DAN, S.F.; UDOH, E.C.; WANG, Q. Contamination and ecological risk assessment of heavy metals, and relationship with organic matter sources in surface sediments of the Cross River Estuary and nearshore areas. **Journal of Hazardous Materials**. V. 438, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389422013243?via%3Dihub#bib88>> acesso: 31 de outubro de 2022.

DIETRICH, M., AYERS, J. Geochemical partitioning and possible heavy metal(loid) bioaccumulation within aquaculture shrimp ponds. **Science of The Total Environment**. v. 788, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721028485>> acesso: 24 de março de 2022.

DINIZ, A.M.A.; ALVIM, A.M.; PEREIRA, D.B.; DEUS, J.A.S. **Metamorfoses possíveis compartilhadas: leituras em Geografia Cultural**. Belo Horizonte: Letramento, 2019. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/335608879_Metamorfoses_posiveis_compartilhadas_leituras_em_Geografia_Cultural> acesso: 30 de novembro de 2021.

FERRANS, L.; JANI, Y.; BURLAKOV, J.; KLAVINS, M.; HOGLAND, W. Chemical speciation of metals from marine sediments: Assessment of potential pollution risk

while dredging, a case study in southern Sweden. **Chemosphere**. V. 263, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653520323006>> acesso: 16 de maio de 2022.

FERRAZ, C. V. H. **Licenciamento Ambiental e Carcinicultura Sustentável: Um Estudo das mudanças normativas e suas implicações no Estado Da Bahia**. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento). Universidade Federal da Bahia. 2018. Disponível em <<https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/29143/1/Disserta%C3%A7%C3%A3o%20CA%20V%20HAGE%20FERRAZ.pdf>>, acesso: 30 de novembro de 2021.

FERREIRA, R. J. S. **Determinação de metais traço em sedimentos de rios: Caso da Bacia do Baixo Itajaí-Açu**. Dissertação (Mestrado em Química Analítica). Universidade Federal de Santa Catarina. Fundação Universidade Regional de Blumenau. Florianópolis, 2001. Disponível em <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/79773/183603.pdf?sequence=1&isAllowed=y>> acesso: 30 de novembro de 2021.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ROSA, M. F.; GONDIM, R. S. Sustentabilidade Ambiental da Carcinicultura no Brasil: Desafios para a pesquisa. **Revista Econômica do Nordeste, Fortaleza**, v. 34, nº 2, 2003. Disponível em: <<https://www.bnb.gov.br/revista/index.php/ren/article/view/825/641>> acesso: 16 de novembro de 2021.

FIGUEIREDO, M.C.B.; ARAUJO, L.F.P.; GOMES, R.B.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MORAIS, L.F.S. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.10, n.2, 2005. Disponível em <<https://www.scielo.br/j/esa/a/CfrMStvW3Zx8QsxnzF36krR/?lang=pt>> acesso: 30 de outubro de 2022.

FILHO, D.B.F; SILVA JUNIOR, J.A. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). **Revista Política Hoje**, Vol. 18, 2009. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/politica hoje/article/viewFile/3852/3156>> acesso: 27 de outubro de 2022.

FÓES, G.K.; GAONA, C.A.P.; POERSCH, L.H. Cultivo em bioflocos (BFT) é eficaz na produção intensiva de camarões. **Visão agrícola**. Vol 11; 2012. Disponível em: <<https://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/va11-segmentos-da-aquicultura03.pdf>> acesso: 02 de fevereiro de 2023.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. 2020. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2020**. Sustainability in action. Rome. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/ca9229en/ca9229en.pdf>> acesso: 28 de outubro de 2021.

FRANKOWSKI, M.; ZIOLA, A.; SIEPAK, M.; SIEPAK, J. Analysis of Heavy Metals in Particular Granulometric Fractions of Bottom Sediments in the Mała Welnia River (Poland). **Polish J. of Environ. Stud**. Vol. 17, 2008. <<http://www.pjoes.com/pdf-88113-21971?filename=Analysis%20of%20Heavy%20Metals.pdf>> acesso: 02 de fevereiro de 2023.

FREIRE, M.V.C.; SALES JUNIOR, R.A.; COSTA, M.G.A.; FERREIRA, R.L. Eficiência dos sistemas de cultivo de camarões marinhos. **PUBVET**, v.15, p.1-7, 2021 Disponível em <<https://www.pubvet.com.br/artigo/7682/eficiencia-dos-sistemas-de-cultivo-de-camarotildees-marinhos#:~:text=Um%20dos%20grandes%20desafios%20da,dos%20animais%20nas%20distintas%20fases.>> acesso: 30 de novembro de 2021.

GARCIA, C. A. B. Regional geochemical baselines and controlling factors for trace metals in sediments from the Poxim River, Northeast Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, V. 20, 2009. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/jbchs/a/NxJvGgJWdqrPVYFDjSVJW4F/?format=pdf&lang=en>> acesso: 16 de maio de 2022.

GARCIA, C.A.B; MONTEIRO, A.S.C; COSTA, S.S.L.; ARGUELHO, M.L.P.M.; ARAÚJO, R.G.O.; CARNEIRO, M.E.R.; ALVES, J.P.H. Geochemistry of trace metals in surface sediments from the continental slope of the states of Sergipe and Alagoas, Northeastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. Vol 186, 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X22011547>> acesso: 21 de janeiro de 2023.

GRANATO, D.; SANTOS, J.S.; ESCHER, G.B.; FERREIRA, B.L.; MAGGIO, R.M. Use of principal component analysis (PCA) and hierarchical cluster analysis (HCA) for multivariate association between bioactive compounds and functional properties in foods: A critical perspective. **Trends in Food Science & Technology**. V. 72, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924224417306362>> acesso: 02 de maio de 2022.

HIDAYATI, N. V. Assessment of the ecological and human health risks from metals in shrimp aquaculture environments in Central Java, Indonesia. **Environmental Science and Pollution Research**. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-020-09967-8>> acesso: 13 de maio de 2022.

HITCHON, B.; BILLINGS, G.K.; KLOVAN, J.E. Geochemistry and origin of formation waters in the western Canada sedimentary basin—III. Factors controlling chemical composition. **Geochimica et Cosmochimica Acta**. Vol 35, 1971. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0016703771900883>> acesso: 19 de janeiro de 2023.

HONG, A.H.; HARGAN, K.E.; WILLIAMNS, B.; NUANGSAENG, B.; SIRIWONG, S.; TASSAWAD, P.; CHAIHARN, C.; HUERTOS, M.L. Examining molluscs as bioindicators of shrimp aquaculture effluent contamination in a southeast Asian mangrove. **Ecological Indicators**. Vol 115, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20303022#t0005>> acesso: 11 de janeiro de 2023.

HOSSAIN, M.B.; RHAMAN, M.A.; HOSSAIN, M.D.K.; NUR, A.A.U.; SULTANA, S.; SEMME, S.; ALBESHR, M.F.; ARAI, T.; YU, J. Contamination status and associated ecological risk assessment of heavy metals in different wetland sediments from an urbanized estuarine ecosystem. **Marine Pollution Bulletin**. Vol 185A, 2022.

Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X22009286#f0025>>

IBER, B. T., KASAN, N. A. Recent advances in Shrimp aquaculture wastewater management. **Heliyon**, 7, 2021. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844021023860#bib11>>
acesso: 06 de março de 2022.

INMETRO. Orientação sobre validação de métodos analíticos. **DOQ-CGCRE-008**. Revisão 05. 2016. Disponível em:
<http://www.inmetro.gov.br/Sidoq/Arquivos/CGCRE/DOQ/DOQ-CGCRE-8_05.pdf>
acesso: 07 de maio de 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Produção da **Pecuária Municipal** 2021. Disponível em:
<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2021_v49_br_informativo.pdf> acesso: 14 de dezembro de 2022.

JESUS, H.C.; COSTA, E.A.; MENDONÇA, A.S.F.; ZANDONADE, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. **Química Nova**. Vol 27, 2004. Disponível em:
<<https://www.scielo.br/j/qn/a/FBHhJ6vMLcKR4SbPznk8KbC>> acesso: 04 de janeiro de 2023.

JIMÉNEZ, L. C.; SÁNCHEZ, A. R. A.; RUÍZ, C. H. M. Silver nanoparticles (AgNPs) as antimicrobials in marine shrimp farming: A review. **Aquaculture Reports**, vol. 18, 2020. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352513420306025>> acesso: 08 de novembro de 2021.

KATYA, K.; LEE, S.; YUN, H.; DAGOBERTO, S.; BROWDY, C.L., VAZQUEZ-ANON, M., BAI, S.C., Efficacy of inorganic and chelated trace minerals (Cu, Zn and Mn) premix sources in Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone) fed plant protein based diets. **Aquaculture**. V. 459, 2016. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0044848616301442>>
acesso: 14 de maio de 2022.

KESAVAN, K.; RAJA, P.; RAVI, V.; RAJAGOPAL, S. Heavy metals in *Telescopium telescopium* and sediments from two stations of vellar estuary, southeast coast of india. **International Journal of Marine Sciences**. V. 26, 2010. Disponível em:
<[http://thalassas.webs.uvigo.es/Thalassas%2026\(1\)/T26\(1\)_04_Kesavan%20et%20al.pdf](http://thalassas.webs.uvigo.es/Thalassas%2026(1)/T26(1)_04_Kesavan%20et%20al.pdf)> acesso: 16 de maio de 2022.

KOLAROVA, N.; NAPIÓRKOWSKI, P. Trace elements in aquatic environment. Origin, distribution, assessment and toxicity effect for the aquatic biota. **Ecohydrology & Hydrobiology**. V. 21, 2021. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S164235932100015X>> acesso: 27 de setembro de 2022.

KUMKRONG, P.; MERCIER, P.H.J.; GEDARA, I.P.; MIHAI, O.; TYO, D.D.; CINDY, J.; KINGSTON, D.M.; MESTER, Z. Determination of 27 metals in HISS-1, MESS-4 and

PACS-3 marine sediment certified reference materials by the BCR sequential extraction. **Talanta**. Vol. 221, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0039914020308341>> acesso: 07 de janeiro de 2023.

LACERDA, L.D., SANTOS, JA.; LOPES, D.V. Fate of copper in intensive shrimp farms: bioaccumulation and deposition in pond sediments. **Brazilian Journal of Biology**. v. 69, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1519-69842009000400012>> acesso: 02 de fevereiro de 2023.

LACERDA, L.D., SANTOS, JA.; MADRID, R.M. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. **Marine Pollution Bulletin**. v. 52, 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/66125/1/2006_art_ldlacerda2.pdf> acesso: 02 de fevereiro de 2023.

LACERDA, L.D.; WARD, R.D.; GODOY, M.D.P.; MEIRELES, A.J.A.; BORGES, R.; FERREIRA, A.C. 20-Years Cumulative Impact From Shrimp Farming on Mangroves of Northeast Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**. Vol. 4. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.653096>> acesso: 08 de novembro de 2021.

LEMO JUNIOR, I.C.; MACHADO, A.J. ANDRADE, E.J.; VIEIRA, F.S.; GUIMARAES, C.R.P. Macroforaminíferos da plataforma continental de Sergipe, Brasil. **Scientia Plena**. V. 10, 2014. Disponível em: <<https://www.scientiaplena.org.br/sp/article/view/2131>> acesso: 08 de outubro de 2022.

LEÓN-CAÑEDO, J., ALARCÓN-SILVAS, S., FIERRO-SAÑUDO, J.; MARISCAL-LAGARDA, M.M.; DÍAZ-VALDÉS, T. Assessment of environmental loads of Cu and Zn from intensive inland shrimp aquaculture. **Environmental Monitoring and Assessment**. V. 189, 2017. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-017-5783-z>> acesso: 14 de maio de 2022.

LIMA, J. S. G. **Carcinicultura Marinha Familiar no Estuário do Rio Vaza-Barris, Sergipe: Implicações para uma Produção Sustentável**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/126716/1/carciniculturamarinha-SE.pdf>> acesso: 30 de novembro de 2021.

LONG, E. R. et al. Incidence of Adverse Biological Effects Within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. **Environmental Management**. V. 19, N. 1, 1995. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/BF02472006.pdf>> acesso: 02 de maio de 2022

MASCARENHAS, J.C.; BELTRÃO, B.A.; SOUZA JUNIOR, L.C. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Igreja Nova, estado de Alagoas. **Recife: CPRM/PRODEEM**. 2005. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br/handle/doc/15263>> acesso: 05 de novembro de 2022.

MATIAS, J.F.N.; FLOY, H.R.F.; CATTER, K.M.; VIDIGAL, R.C.A.B.; SOUZA, R.L.; LISBOA, V.; MATIAS, M.L. Comparative analysis of the economic efficiency and competitiveness of sea shrimp crops in the semi-intensive (traditional) and super-intensive system (with reuse of water and use of biofloc - BFT) used in Brazil. **S&G Journal**, Vol. 15, nº 2, 2020. Disponível em: <<https://revistasg.emnuvens.com.br/sg/article/view/1643/1289>> acesso: 05 de novembro de 2021.

MEDEIROS, P. R. P. et al. Características ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): efeitos de barragens no transporte de materiais na interface continente-oceano. **Geochimica Brasiliensis**, V. 28, N. 1, 2014. Disponível em: <<https://www.geobrasiliensis.org.br/geobrasiliensis/article/view/384>> acesso: 04 de maio de 2022.

MELO, V.F.; ANDRADE, M.; BATISTA, A.H.; FAVARETTO, N.; GRASSI, M.T.; CAMPOS, M.S. Chumbo e zinco em águas e sedimentos de área de mineração e metalurgia de metais. **Química Nova**, Vol. 35, no. 1, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000100005>> acesso: 16 de novembro de 2021.

MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; OLIVEIRA, E.L.; IONASHIRO, M. and A.K. Silva Gravimetric determination of soil organic matter. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.43, n.5, 2000. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/babt/a/RvXJNS5gcWZx8szK7cbDwgn/?format=pdf&lang=en>> acesso: 04 de maio de 2022.

MORALES S., JARQUÍN, O., REYES, E.; NAVEDO. G. J Shorebirds and Shrimp Farming: Assessment of Shrimp Farming activities on Shorebirds in Central America. **Western Hemisphere Shorebird Reserve Network**, Manomet, Massachusetts, USA, 2019. Disponível em: <<https://pacificflywayshorebirds.org/downloads/Shorebird-and-Shrimp-Farming-Assessment-2019.pdf>> acesso: 01 de março de 2022.

MOURIÑO, J. L. P. et al. Uso de hidróxido de cálcio no controle de vibriônicas em viveiros de cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* em Santa Catarina. **B. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 34, 2008. Disponível em: <https://www.institutodepesca.org/34_1_159-162.pdf> acesso: 16 de maio de 2022.

NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION – NOAA. **Screening Quick Reference Table**. 1999. <<https://www.nrc.gov/docs/ML0720/ML072040354.pdf>> acesso: 03 de maio de 2022.

NETO, J. D. **Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de Camarões marinhos do Brasil**. Brasília: Ibama, 2011. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/livros/camaroesmarinhosdobrasilidigital.pdf>> acesso: 16 de novembro de 2021.

NIENCHESKI, L.F.; MACHADO, E.C.; SILVEIRA, I.M.O.; MONTES, M.J.F. Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 42, n. 1, 2014. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/TROPICALOCEANOGRAPHY/article/view/5886>> acesso: 16 de novembro de 2021.

NISHITHA, D.S.; AMRISH, V.N.; ARUN, K.; WARRIER, A.K.; UDAYASHANKAR, H.N.; BALAKRISHNA, K. Study of trace metal contamination and ecological risk assessment in the sediments of a tropical river estuary, Southwestern India. **Environmental Monitoring and Assessment**. V. 194, 2022. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10661-021-09728-1.pdf>> acesso: 02 de maio de 2022

NOGUERA-MUÑOZ, F.A.; GARCIA, B.G.; PONCE-PALAFOX, J.T.; WICAB-GUTIÉRREZ, O.; CASTILLO-VARGASMACHUCA, S.G.; GARCIA, J.G. Sustainability Assessment of White Shrimp (*Penaeus vannamei*) Production in Super-Intensive System in the Municipality of San Blas, Nayarit, Mexico. **Water**, 2021, 13, 304. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/13/3/304/htm>> acesso: 04 de março de 2022.

NUNES, A. J. P.; MADRID, R. M.; ANDRADE, T. P. Carcinicultura Marinha no Brasil: Presente, Passado e Futuro. **Panorama Da Aquicultura**, vol. 21, nº 124, 2011. Disponível em: <<https://panoramadaaquicultura.com.br/edicoes/edicao-124/>> acesso: 02 de novembro de 2021.

OLIVEIRA JUNIOR, M. A. C.; GOMES, E. R.; ROCHA, G. C. Environmental Impacts (Negative and Positive) of Breeding in Coastal Environments: Evaluation from bibliometric analysis. **Revista Geociências do Nordeste**, Caicó, Vol. 7, n. 2, 2021. Disponível em: <<https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/23928/14796>> acesso: 09 de novembro de 2021.

OLIVEIRA, J.; SOUZA, R. M.; SOBRAL, I. S. A Carcinicultura Marinha e seus Impactos no Manguezal do Vaza-Barris Em São Cristóvão-SE. **REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza, v. 11, n. 1, abr. 2017. ISSN 1982-5528. Disponível em: <<http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/422>>. acesso em: 30 de novembro de 2021.

PALANQUES, A.; PARADIS, S.; PUIG, P.; MASQUÉ, P.; IACONO, C.L. Effects of bottom trawling on trace metal contamination of sediments along the submarine canyons of the Gulf of Palermo (southwestern Mediterranean). **Science of the Total Environment**. V. 814, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721077366>> acesso: 02 de maio de 2022.

PANERO, F.S.; VIEIRA, M.F.P.; CRUZ, A.M.F.; MOURA, M.F.V.; SILVA, H.E.B. Aplicação da análise exploratória de dados na discriminação geográfica do quiabo do Rio Grande do Norte e Pernambuco. **Eclética Química**, São Paulo, V. 34, n 3, 2009. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/eq/a/fq6BRtVR5bcnSzzYCDF7NPn/?format=pdf&lang=pt>> acesso: 02 de maio de 2022.

PASSOS, E.A.; ALVES, J.C.; SANTOS, I.Z.; ALVES, J.P.H.; GARCIA, C.A.B.; COSTA, A.C.S. Assessment of trace metals contamination in estuarine sediments using a sequential extraction technique and principal component analysis. **Microchemical Journal**. V. 96, 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0026265X10000238?via%3Dihub#tbl2>> acesso: 16 de maio de 2022.

PENG, S.; HAN, W.; JIA, G. Pearson correlation and transfer entropy in the Chinese stock market with time delay. **Data Science and Management**. Vol. 5, 2022. Disponível em: <<https://www-sciencedirect.ez20.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S2666764922000327>> acesso: 15 de dezembro de 2022.

PERINA, F. C., ABESSA, D. M. S. Contamination and toxicity in a subtropical Estuarine Protected Area influenced by former mining activities. **Ocean and Coastal Research**, v. 68, e. 20313, 2020. Disponível em: <<https://www.scielo.br/ijocr/a/XkwXbkJ79PWGpKjDFkYyzmr/?lang=en>> acesso: 15 de março de 2022.

PINHEIRO, R. V. **Análise da Sustentabilidade da Carcinicultura: Caso da Comunidade de Requenguela, no Município de Icapuí – Ceará**. Dissertação (Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2003. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/29037>> acesso: 05 de novembro de 2021.

PUTRA, D. R. et al. Preliminary Study Of Heavy Metal (Zn, Pb, Cr, As, Cu, Cd) Contaminations On Different Soil Level From Post-Mining Bauxite Production For Aquaculture. **E3S Web of Conferences**, v. 47, 2018. Disponível em: <https://www.e3s-conferences.org/articles/e3sconf/pdf/2018/22/e3sconf_scifimas_2018_02008.pdf> acesso: 15 de março de 2022.

QUEIROZ, J. F., BOEIRA, R. C., SILVEIRA, M. P. **Coleta e Preparação de Amostras de Sedimentos de Viveiros de Aqüicultura**. Comunicado Técnico. ISSN 1516-8638 Jaguariúna, SP Agosto, 2004. Disponível em: <<https://www.cnpma.embrapa.br/aquisys/comunicado17.pdf>> acesso: 30 de novembro de 2021.

RAY, S.; MONDAL, P.; PAUL, A.K.; IQBAL, S.; ATIQUE, U.; ISLAM, M.S.; MAHBOOB, S.; AL-GHANIM, K.A.; AL-MISNED, F.; BEGUM, S. Role of shrimp farming in socio-economic elevation and professional satisfaction in coastal communities. **Aquaculture Reports** 20, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352513421001241>> acesso: 01 de março de 2021.

RIBEIRO, J.C.; ZONTA, E.; SOBRINHO, N.M.B.A.; SANTOS, F.S. Comparação entre os principais métodos de digestão para a determinação de metais pesados em solos e plantas. **A produção do Conhecimento nas Ciências Agrárias e Ambientais 2**. Capítulo 5. Ponta Grossa (PR): Atena Editora, 2019. Disponível em: <<https://www.atenaeditora.com.br/catalogo/post/comparacao-entre-os-principais-metodos-de-digestao-para-a-determinacao-de-metais-pesados-em-solos-e-plantas>> acesso: 03 de maio de 2022.

RIBEIRO, L.F.; SOUZA, M.C.M.B.N.; BARROS, F.; HATJE, V. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. Revista de Gestão Costeira Integrada. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, 2014. Disponível em: <<http://www.ceama.mpba.mp.br/boletim->

informativo/doc_view/3337-desafios-da-carcinicultura-aspectos-legais-impactos-ambientais-e-alternativas-mitigadoras.html> acesso: 29 de outubro de 2021.

RIBEIRO, L.F.; EÇA, G.F.; BARROS, F.; HATJE, V. Impacts of shrimp farming cultivation cycles on macrobenthic assemblages and chemistry of sediments. **Environmental Pollution**. Vol. 211, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749115302451?via%3Dihub#appsec1>> acesso: 29 de novembro de 2022.

ROVERSI, F. **Análise da Influência da Atividade de Carcinicultura sobre aspectos Hidro-Morfológicos e de Qualidade da Água de Corpos d'água Costeiros: Um Estudo de caso no Sistema Lagunar de Guaraíras, RN**. Tese (Doutorado em Engenharia Oceânica). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2018. Disponível em: <https://w1files.solucaoatrio.net.br/atrio/ufrj-peno_upl//THESIS/6000032/fernando_roversi_2018_20210215233426682.pdf> acesso: 30 de novembro de 2021.

RUDNICK, R.L.; GAO, S. Composição da Crosta Continental. In: Tratado de Geoquímica. Holland, HD e Turekian, KK (Editores), Elsevier, Amsterdam. 3: 1-64. Disponível em: <<https://earthref.org/GERMARD/11/>> acesso: 13 de janeiro de 2023.

SABADINI-SANTOS, E.; KNOPPERS, B.A.; OLIVEIRA, E.P.; LEIPE, T.; SANTELLI, R.E. Regional geochemical baselines for sedimentary metals of the tropical São Francisco estuary, NE-Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. Vol. 58, 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X0900040X#tbl1>> acesso: 13 de janeiro de 2023.

SANTOS, G. P. **Qualidade da água na carcinicultura na grande Aracaju-Sergipe**. Dissertação (mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2009. Disponível em: <<http://livros01.livrosgratis.com.br/cp121753.pdf>> acesso: 30 de novembro de 2021.

SANTOS, I. S.; GARCIA, C.A.B.; PASSOS, E.A.; ALVES, J.P.H. Distributions of trace metals in sediment cores from a hypertrophic reservoir in northeast Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.**, Vol. 24, 2013. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/jbchs/a/gGdjZKNF6HySLjZmY7TdYKn>> acesso: 01 de dezembro de 2021.

SANTOS, J. M.; SANTOS, L.O.; COSTA, J.A.S.; MENEZES, L.C.S; HOLANDA, F.S.R.; BELLIN, I.C. Caracterização Geoquímica Orgânica e Inorgânica de Sedimentos de Manguezais do Estuário São Francisco, Sergipe. **Rev. Virtual Quim.** Vol 7. 2015. Disponível em: <<http://static.sites.s bq.org.br/rvq.s bq.org.br/pdf/v7n6a16.pdf>> acesso: 16 de maio de 2022.

SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS DE SERGIPE – SEBRAE. **Criação de Camarão Cartilha Básica**, SERGIPE. 2018. Disponível em: <<https://www.sebrae.com.br/Sebrae/Portal%20Sebrae/UFs/RN/Anexos/Aquicultura-Criacao-de-Camaracao-Cartilha-Basica.pdf>> acesso: 02 de novembro de 2021.

SECRETARIA DE ESTADO DA AGRICULTURA. **Perfil da Pecuária Sergipana – 2019.** Sergipe, 2020. Disponível em: <<http://docs.observatorio.se.gov.br/wl/?id=tebEvNeITGKkJ7kUUT9qSfda9YaXRaen>> , acesso: em 13 de outubro de 2021.

SERGIPE. **Plano de desenvolvimento do território do Baixo São Francisco Sergipano.** Sergipe, 2008. Disponível em: <https://www.se.gov.br/uploads/download/filename_novo/1280/cd568a56b5c7dbd802e2b0164ee3c887.pdf> acesso: 04 de maio de 2022.

_____. Lei nº 8.327, de 04 de dezembro de 2017. **Dispõe sobre a Política Estadual da Carcinicultura e sobre o fomento, a proteção e a regulamentação da carcinicultura, reconhecendo-a como atividade agrossilvipastoril, de relevante interesse social e econômico, estabelecendo as condições para o seu desenvolvimento sustentável no Estado de Sergipe, e dá providências correlatas,** Sergipe, 2017. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=353260>> acesso: 08 de novembro de 2021.

_____. Portaria ADEMA nº 24, de 15 de fevereiro de 2018. **Dispõe sobre o licenciamento da carcinicultura no âmbito da Administração Estadual do Meio Ambiental – ADEMA no Estado de Sergipe.,** Sergipe, 2018. Disponível em: <<http://www.adema.se.gov.br/wp-content/uploads/2018/03/Portaria-24-Carcinicultura.docx>> acesso: 01 de março de 2022.

_____. Resolução CEMA nº 50, de 26 de julho de 2013. **Dispõe sobre normas e critérios para o licenciamento ambiental de carcinicultura no Estado de Sergipe,** Sergipe, 2013. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=257275>> acesso: 08 de novembro de 2021.

SILVA, A. F.; LIMA, G.R.S.; ALVES, J.C.; SANTOS, S.H.; GARCIA, C.A.B.; ALVES, J.P.H.; ARAUJO, R.G.; PASSOS, E.A. Evaluation of trace metal levels in surface sediments of the Sergipe River Hydrographic Basin, Northeast Brazil. **J. Braz. Chem. Soc.,** Vol. 23, 2012. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/jbchs/a/3ZKGCgcYX6QHq9VJgZfPvst/>> acesso: 01 de dezembro de 2021.

SILVA, A. S. **Avaliação e Distribuição de Metais Traço em Sedimentos Superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Japaratuba/SE.** Dissertação (mestrado em Química) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2019. Disponível em: <https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/11964/2/AILTON_SOARES_SILVA.pdf> acesso: 17 de março de 2022.

SILVA, C. A. R.; RAINBOW, P.S.; SMITH, B.D.; SANTOS, Z.L. Biomonitoring of TRACE metal contamination in the Potengi estuary, Natal (Brazil), using the oyster *Crassostrea Rhizophorae*, a local food source. **Water Research.** V. 35, 2001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135401001440>> acesso: 13 de maio de 2022.

SILVA, H. R. C. **Entre manguezais, rios e restingas: soberania alimentar dos povos tradicionais pesqueiros e a carcinicultura no município de Brejo Grande/SE**. Dissertação (mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2020. Disponível em: <https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/13522/2/HEBERTY_RUAN_CONCEICAO_SILVA%20.pdf> acesso: 31 de março de 2022.

SILVA, L. B. **Avaliação de Metais Traço e de algumas características geoquímicas em sedimentos superficiais e testemunhos da Baía de Vitória, ES**. Dissertação (mestrado em Química) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.ufes.br/bitstream/10/6754/1/LAYLA%20BRIDI%20E%20SILVA.pdf>> acesso: 30 de novembro de 2021.

SILVA-JÚNIOR, J.J.; NICACIO, G.; RODRIGUES, G.G. A carcinicultura nos manguezais do nordeste brasileiro: problemáticas socioambientais nas comunidades tradicionais. **Revista Movimentos Sociais e Dinâmicas Espaciais**. Vol. 9, 2020. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistamseu/article/viewFile/245816/37246>> acesso: 22 de janeiro de 2023.

SOARES, M.; EVANGELISTA, D. K. R.; PEREIRA, A. M. L. **Boas práticas de manejo e de biossegurança na carcinicultura para convivência com enfermidades**. Brasília, DF: Embrapa, 2021. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/224146/1/doc44-2021.pdf>> acesso: 02 de novembro de 2021.

SOUZA, A. K. R., MORASSUTI, C. Y., DEUS, W. B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**. Vol. 9, nº 3, 2018. Disponível em: <<https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/6789234.pdf>> acesso: 16 de novembro de 2021.

TAHIM, E. F.; DAMACENO, M. N.; ARAÚJO, I. F. Trajetória Tecnológica e Sustentabilidade Ambiental na Cadeia de Produção da Carcinicultura no Brasil. **Rev. Econ. Sociol. Rural**, 57 (1), Jan-Mar 2019. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/resr/a/qyzrfBZ7JGy7CCLZ57Bv3P/?lang=pt>> acesso: 28 de outubro de 2021.

THORNER, K.; JFFREYS, D.V.; HINCHLIFFE, S.; RAHMAN, M.M.; BASS, D.; TYLER, C.R. Evaluating antimicrobial resistance in the global shrimp industry. **Reviews in Aquaculture**, 12, 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/raq.12367>> acesso: 06 de março de 2022.

UNLU, S.; TOPÇUOĞLU, S.; ALPAR, B.; KIRBAŞOĞLU, Ç.; YILMAZ, Y. Z. Heavy metal pollution in surface sediment and mussel samples in the Gulf of Gemlik. **Environmental Monitoring and Assessment**, V. 144, 2007. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-007-9986-6>> acesso: 05 de novembro de 2022.

USEPA. **Method 3052: Microwave Assisted Acid Digestion of Siliceous and Organically Based Matrices.** 1996. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3052.pdf>> acesso: 04 de maio de 2022.

VALENTI, W. C.; BARROSM H.P.; VALENTI, P.M.; BUENO, G.W.; CAVALLI, R.O. Aquaculture in Brazil: past, present and future. **Aquaculture Reports**, v. 19, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2021.100611>> acesso: 30 de novembro de 2021.

VANINI, G. SOUZA, M.O.; CARNEIRO, M.T.W.D.; FILGUEIRAS, P.R.; BRUNS, R.E.; ROMAO, W. Multivariate optimisation of ICP OES instrumental parameters for Pb/Ba/Sb measurement in gunshot residues. *Microchemical Journal*. V. 120, 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0026265X15000053>> acesso: 13 de maio de 2022.

VAROL, M. Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. **Journal of Hazardous Materials**. V. 195, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389411010697?via%3Dihub>> acesso: 31 de março de 2022.

VIDAL, M. F.; XIMENES, L. J. F. Carcinicultura no Nordeste: velhos desafios para geração de emprego e de renda sustentáveis, até quando?. **Escritório Técnico de Estudos Econômicos no Nordeste – ETENE**, ano 1, n. 1, setembro, 2016. Disponível em <https://www.bnb.gov.br/s482-dspace/bitstream/123456789/247/1/2016_CDS_1_5_carcinicultura.pdf> acesso: 28 de outubro de 2021.

VIVIEN, R. MARTINEZ, C.C.; LAFONT, M.; FERRARI, B.J.D. Effect Thresholds of Metals in Stream Sediments Based on In Situ Oligochaete Communities. **Environments**, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2076-3298/7/4/31/htm>> acesso: 31 de março de 2022.

YAN, Y.; HAN, L.; YU, R.L.; HU, G.R.; ZHANG, W.F.; CUI, J.Y.; YAN, Y. HUANG, H.B. Background determination, pollution assessment and source analysis of heavy metals in estuarine sediments from Quanzhou Bay, southeast China. **Catena**. V. 187, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816219304643#f0010>> acesso: 31 de março de 2022.

YANG, H.J.; JEONG, H.J.; BONG, K.M.; JIN, D.R.; KANG, T.W.; RYU, H.S.; HAN, J.H.; YANG, G.J.; JUNG, H. HWANG, S.H.; NA, E.H. Organic matter and heavy metal in river sediments of southwestern coastal Korea: Spatial distributions, pollution, and ecological risk assessment. **Marine Pollution Bulletin**. V. 159, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X20305841?via%3Dihub>> acesso: 31 de outubro de 2022.

ZAYNAB, M.; AL-YAHYAI, R.; AMEEN, A.; SHARIF, Y.; ALI, L.; FATIMA, M.; KHAN, K.A.; LI, S.; Health and environmental effects of heavy metals. **Journal of King Saud**

University – Science. Vol. 34, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1018364721003153>> acesso: 20 de outubro de 2022.

ZHANG, C.; YU, Z.G.; ZENG, G.M.; JIANG, M.; YANG, Z.Z.; CUI, F.; ZHU, M.Y.; SHEN, L.Q.; HU, L. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. **Environment International**. V. 73, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016041201400258X>> acesso: 31 de outubro de 2022.